



Universidade de Aveiro Departamento de Ambiente e Ordenamento
2009

**Daniel Filipe Resende
Fernandes**

**Avaliação e monitorização integrada do estado de
qualidade da água do rio Antuã**

**Daniel Filipe Resende
Fernandes**

**Avaliação e monitorização integrada do estado de
qualidade da água do rio Antuã**

**Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro
para cumprimento dos requisitos necessários à
obtenção do grau de Mestre em Engenharia do
Ambiente, realizada sob a orientação científica do
Doutor Mário Miguel Azevedo Cerqueira, Professor
Auxiliar do Departamento de Ambiente e
Ordenamento da Universidade de Aveiro, e do
Doutor Nelson José Cabaços Abrantes, Estagiário
de Pós-Doutoramento do Departamento de Ambiente
e Ordenamento da Universidade de Aveiro e do
Bioforsk Norwegian Institute for Agricultural and
Environmental Research.**

Dedico este trabalho a vocês: pais e irmão!

o júri

Presidente

Doutora Ana Isabel Couto Neto Da Silva Miranda (Directora de Curso)
Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Doutor Fernandes José Mendes Gonçalves
Professor Associado com Agregação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

Doutor Mário Miguel Azevedo Cerqueira (Orientador)
Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Doutor Nelson José Cabaços Abrantes (Co-orientador)
Estagiário de Pós-Doutoramento do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e do Bioforsk Norwegian Institute for Agricultural and Environmental Research

agradecimentos

Esta dissertação não teria sido possível sem o apoio de algumas pessoas e aproveito agora para mostrar toda a minha gratidão e apreço.

Ao meu orientador, Doutor Mário Miguel Azevedo Cerqueira, e ao meu co-orientador, Doutor Nelson José Cabaços Abrantes, quero agradecer por todo o conhecimento e sentido de responsabilidade que me transmitiram, por toda a disponibilidade e orientação que me facultaram e pelo ambiente saudável que proporcionaram em prol do sucesso deste trabalho.

Ao Doutor Fernando Gonçalves quero agradecer a disponibilidade e confiança no acesso ao LEADER (Laboratório de Ecologia de Águas Doces, Ecotoxicologia e Risco) e a todos os equipamentos e material de apoio de que necessitei. Agradeço igualmente à sua equipa pelo bom ambiente e disponibilidade que sempre demonstraram.

Aos meus amigos, pela presença em todos os momentos e pelas palavras de apoio e incentivo. João Rita, Raquel e Carina pela mania que temos em ser diferentes. Ao Joaquim por tudo aquilo que não seríamos capazes de fazer. Ao Abílio, Nuno, Ni, Carvalhais, Karina e Luísa pela pessoa que me ajudaram a ser e pelo vosso espírito sempre positivo.

À minha família um enorme obrigado por tudo aquilo que fizeram por mim, ajudando-me sempre nos momentos mais difíceis. É sem dúvida um orgulho ter pessoas como vocês na minha vida.

Para as três pessoas mais importantes para mim, não posso apenas agradecer, mas sim, após esta etapa, lutar para retribuir tudo o que me deram. Pai e mãe, agora é a minha vez. Ao eterno puto da minha vida, o meu irmão, agradeço por me conseguir aturar.

palavras-chave

Qualidade da água, monitorização físico-química e biológica, bacia hidrográfica do rio Antuã.

resumo

A dissertação apresentada tem como principal objectivo uma avaliação integrada do estado de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Antuã (Portugal), através de uma caracterização de parâmetros hidromorfológicos, organolépticos, físico-químicos e biológicos. Para tal, foram seleccionados 7 locais de amostragem, que permitiram, em duas campanhas de monitorização, caracterizar, de um modo abrangente, toda a bacia hidrográfica. Para a caracterização físico-química foram analisados nutrientes (nitrato, fósforo total e azoto amoniacal), sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV, respectivamente), carência bioquímica de oxigénio (CBO₅) e pH das amostras recolhidas em campo e efectuadas medições de condutividade eléctrica (CE), temperatura e oxigénio dissolvido (OD) no local. As análises realizadas permitiram verificar que a bacia do rio Antuã apresenta problemas ao nível da qualidade da água, particularmente no troço a jusante da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) do Salgueiro. Foram identificadas como fontes de poluição efluentes de origem doméstica e industrial dos concelhos de São João da Madeira e Oliveira de Azeméis e as práticas agrícolas no troço final do rio. As águas da bacia mostraram teores elevados de nutrientes, sugerindo a ocorrência de processos de eutrofização. O estado da água evidenciou melhorias da sua qualidade na segunda campanha de monitorização. A caracterização biológica teve por base o estudo da comunidade de macroinvertebrados bentónicos, como a abundância, riqueza e o índice EPT; o estudo da diversidade através dos índices de *Shannon's* e *Pielou*; e determinação do índice FBI e dos índices ibéricos IBMWP e ASPT. A correlação entre os dados biológicos e físico-químicos foi avaliada através de uma análise multivariada. Foram observadas diferenças entre os locais de amostragem, principalmente entre o local situado junto da nascente e os situados a jusante das fontes de poluição já enunciadas, nomeadamente os situados após a ETAR do Salgueiro. Na primeira campanha os sólidos suspensos totais e o azoto amoniacal foram os parâmetros físico-químicos que mais influenciaram a qualidade da água e na segunda campanha foram o nitrato, condutividade e temperatura. As diferenças sazonais pareceram contribuir para a riqueza taxonómica verificada em cada local.

keywords

Water quality, physic-chemical and biological monitoring, Antuã river watershed.

abstract

The main goal of this Master thesis was the evaluation of the water quality of the Antuã river watershed (Portugal) in an integrated way, including the characterization of hydromorfological, physical-chemical and biological parameters. Seven sampling sites were selected, allowing the characterization, in two campaigns, of the entire watershed as a whole. The physical-chemical characterization included the analysis of nutrients (nitrate, total phosphorous and ammonia nitrogen), total and volatile suspended solids (TSS and VSS, respectively), biochemical oxygen demand (BOD₅) and pH in the samples collected in the field and also the measurement of the electrical conductivity (EC), temperature and dissolved oxygen (DO) in situ. The results of the physical-chemical analysis point out of water quality problems in the Antuã river watershed, especially in the stretch downstream of the Salgueiro Waste Water Treatment Plant (WWTP). The sources of pollution were related with domestic and industrial discharges from the municipalities of São João da Madeira and Oliveira de Azeméis and the agricultural practices in the final stretch of the Antuã river. The watershed also revealed high concentration of nutrients, suggesting the occurrence of eutrophication problems. The status of the river water showed improvements in their quality in the second campaign. The biological characterization was based on the study of the benthic macroinvertebrates community, such as abundance, richness and EPT index, the study of diversity by the *Shannon Index* and *Pielou's Index*, and the characterization of the water status through the FBI and the Iberian IBMPW and IASPT indexes. For the correlation between the biological and physical-chemical parameters was used by means of a multivariate analysis. There were differences between sampling sites, mainly between the site located near the source and those located downstream of the pollution sources already listed, especially in the stretch downstream of the Salgueiro WWTP. In first campaign the total suspended solids and ammonia were the most important physical-chemical parameters influencing the water quality and nitrate, conductivity and temperature were the most important in the campaign. The seasonal differences seemed to contribute to the taxonomic richness found at each site.

Índice Geral

Capítulo 1 – Introdução	2
1.2 Avaliação Integrada na qualidade dos recursos hídricos	5
1.3 A qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Antuã.....	8
1.4 Objectivos e âmbito	11
Capítulo 2 – Enquadramento Legal.....	14
2.1 Lei da Água (Decreto-Lei N.º58/2005 de 29 de Dezembro) – Directiva-Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro)	15
2.2 Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto	17
Capítulo 3 – Bacia hidrográfica do rio Antuã.....	20
3.1 Caracterização geográfica	20
3.2 Geologia	21
3.2.1 Litoestratigrafia.....	22
3.2.2 Recursos minerais	25
3.3 Fisiografia.....	26
3.3.1 Hidrografia.....	26
3.3.3 Clima.....	30
3.3.4 Solo e vegetação	31
3.3.4.1 Ocupação do solo	33
3.4 Caracterização socioeconómica	35
3.4.1 Ocupação demográfica	35
3.4.2 Actividades económicas.....	36
3.5 Infra-estruturas de saneamento básico	36
Capítulo 4 – Plano de Monitorização	40
4.1 Parâmetros medidos e objectivos de monitorização associados	40

4.2 Amostragem	42
4.2.1 Locais de amostragem	42
4.2.2 Datas de amostragem	44
4.3 Parâmetros hidromorfológicos	44
4.3.1 Regime hidrológico.....	44
4.3.1.1 Caudais e condições de escoamento	44
4.3.1.2 Condições meteorológicas	45
4.3.2 Características morfológicas.....	46
4.4 Parâmetros físico-químicos	46
4.4.1 Recolha de amostras e medições no campo	46
4.4.2 Métodos laboratoriais	47
4.4.3 Relação entre parâmetros físico-químicos	48
4.4.4 Caracterização do estado trófico	48
4.5 Dados hidrobiológicos.....	48
4.5.1 Recolha de amostras	48
4.5.2 Métodos laboratoriais	49
4.5.3 Interpretação de resultados	49
4.5.3.1 Abundância total e riqueza taxonómica.....	50
4.5.3.2 Índices de diversidade.....	51
4.5.3.3 Índices de semelhança.....	52
4.5.3.4 Índices de qualidade da água	53
4.5.3.5 Relações tróficas	54
4.5.3.6 Análise multivariada: Relação entre dados físico-químicos e abundância de macroinvertebrados.....	54
Capítulo 5 – Resultados e discussão.....	58
5.1 Dados hidromorfológicos.....	58

5.1.1 Regime hidrológico.....	58
5.1.1.1 Caudais e condições de escoamento	58
5.1.1.2 Condições meteorológicas	59
5.1.2 Condições morfológicas.....	60
5.2 Qualidade da água	62
5.2.1 Parâmetros organolépticos	62
5.2.2 Variação dos parâmetros físico-químicos e comparação com legislação em vigor	63
5.2.3 Relação entre os parâmetros físico-químicos	72
5.2.4 Variação do parâmetro biológico: clorofila <i>a</i>	74
5.2.5 Caracterização do estado trófico.....	75
5.3 Variações nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos.....	76
5.3.1 Caracterização da abundância de macroinvertebrados bentónicos – medidas de composição	76
5.3.2 Índices de diversidades	84
5.3.3 Índices de semelhança entre locais de amostragem/épocas sazonais	86
5.3.4 Índices de qualidade da água	89
5.3.5 Caracterização trófica da comunidade de macroinvertebrados bentónicos	92
5.4 Análise multivariada: CANOCO	94
Capítulo 6 – Considerações finais	98
Capítulo 7 - Referências Bibliográficas	104
Anexos	Erro! Marcador não definido.
Anexo A: Listagem dos locais seleccionados para amostragens na bacia hidrográfica do rio Antuã e suas coordenadas.....	Erro! Marcador não definido.
Anexo B: Critérios para a avaliação do estado trófico de rios, segundo Dodds et al. (1998):	Erro! Marcador não definido.

Anexo C: Valores de tolerância para o cálculo do índice FBI e classificação do estado de qualidade da água (Barbour et al., 1999; Bode et al., 1996, 2002; Hauer & Lamberti, 1996; Hilsenhoff, 1988; Plafkin et al., 1989).	Erro! Marcador não definido.
Anexo D: Valores de tolerância para o cálculo do índice IBMWP e classificação do estado de qualidade da água dos índices IBMWP e IASPT (Alba-Torcedor & Sánchez-Ortega, 1988; Armitage et al, 1983).	Erro! Marcador não definido.
Anexo E: Perfil da profundidade ao longo da largura do leito do rio Antuã para cada local de amostragem.	Erro! Marcador não definido.
Anexo F: Valores máximos admissíveis (VMA) e valores máximos recomendados (VMR) para os parâmetros de qualidade da água constantes no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto.	Erro! Marcador não definido.
Anexo G: Valores da condutividade a 20°C e a 25°C.	Erro! Marcador não definido.
Anexo H: Inventário da comunidade de macroinvertebrados bentónicos das campanhas de monitorização.	Erro! Marcador não definido.
Anexo J: Relações tróficas para os macroinvertebrados bentónicos identificados (Barbour et al., 1996; Bode et al., 1996, 2002; Merrit & Cummins, 2006).	Erro! Marcador não definido.

Lista de Figuras

Figura 2. Representação geológica da bacia hidrográfica do rio Antuã (Adaptado de Moreno, 2000).	22
Figura 3. Rede hidrográfica do rio Antuã (Adaptado de Moreno, 2000).	27
Figura 4. Divisão da bacia hidrográfica do rio Antuã por sub-bacias (Adaptado de Moreno, 2000).	28
Figura 5. Ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Antuã e área circundante, a partir da informação digital CORINE LAND COVER 2000 (Adaptado de IA; 2000).	34
Figura 6. Localização dos locais de amostragem (fonte). 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.	43
Figura 7. Variação da precipitação diária para o período de tempo entre 1 de Outubro de 2008 e 31 de Março de 2009 (SNIRH, 2008).	60
Figura 8. Variação da temperatura, condutividade e pH nos locais de amostragem: 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.	65
Figura 9. Variação da concentração de oxigénio dissolvido, percentagem de saturação em oxigénio dissolvido e carência bioquímica de oxigénio nos locais de amostragem: 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.	68
Figura 10. Variação dos Sólidos Suspensos Totais e Voláteis nos locais de amostragem: 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.	69
Figura 11. Variação do Fósforo Total, Azoto Amoniacal e Nitrato nos locais de amostragem: 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.	71

Figura 12. Variação da Clorofila <i>a</i> nos locais de amostragem: 1- Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	74
Figura 13. Verificação dos <i>taxa</i> nos locais amostrados em 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	78
Figura 14. Verificação dos <i>taxa</i> nos locais amostrados em 20 de Março de 2009. 1- Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	78
Figura 15. Índice EPT e CIOS para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos de 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	80
Figura 16. Índices EPT e CIOS para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos de 20 de Março de 2009. 1 - Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	81
Figura 17. Análise da abundância versus riqueza taxonómica para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos de 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	83
Figura 18. Análise da abundância versus riqueza taxonómica para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos de 20 de Março de 2009. 1 - Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	83
Figura 19. Representação gráfica do índice de diversidade Shannon-Wiener, H' , e do índice de equitabilidade de Pielou, J' , para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos de 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	85
Figura 20. Representação gráfica do índice de diversidade Shannon-Wiener, H' , e do índice de equitabilidade de Pielou, J' , para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos de 20 de Março de 2009. 1 - Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	85

Figura 21. Distribuição trófica da comunidade de macroinvertebrados para a amostragem do dia 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja. 93

Figura 22. Distribuição trófica da comunidade de macroinvertebrados para a amostragem do dia 20 de Março de 2009. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja. 93

Figura 23. Análise RDA relativa à campanha de 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Minhoteira e 7 - Estarreja. 95

Figura 24. Análise RDA relativa à campanha de 20 de Março de 2009. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja. 96

Lista de Tabelas

Tabela 1. Principais características das massas de água da rede hidrográfica do rio Antuã

Tabela 3. Distribuição da população por concelhos (Anuário Estatístico da Região Norte, 2007; Anuário Estatístico da Região Centro, 2008).....	35
Tabela 4. Distribuição da população activa pelos sectores de actividades económicos, para os principais concelhos da bacia do rio Antuã (Anuário Estatístico da Região Norte, 2007; Anuário Estatístico da Região Centro, 2008).....	36
Tabela 5. População servida por infra-estruturas de saneamento básico (Anuário Estatístico da Região Norte, 2007; Anuário Estatístico da Região Centro, 2008).....	37
Tabela 6. Largura (m), velocidade (m/s) e caudal (m ³ /s) nos locais de amostragem em 14 de Novembro de 2008.	58
Tabela 7. Largura (m), velocidade (m/s) e caudal (m ³ /s) nos locais de amostragem em 20 de Março de 2009.	58
Tabela 8. Condições morfológicas dos locais de amostragem. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	61
Tabela 9. Descrição dos parâmetros organolépticos para cada local de amostragem. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	63
Tabela 10. Correlação entre os parâmetros físico-químicos.....	73
Tabela 11. Estado trófico em 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.....	75
Tabela 12. Estado trófico em 20 de Março de 2009. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja..	76

Tabela 13. Matrizes de semelhança para os índices *Jaccard*, Percentagem de Similaridade e B. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja. 88

Tabela 14. Avaliação de diferenças entre campanhas de amostragem com base nos índices de semelhança *Jaccard*, Percentagem de Similaridade e B. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja. 89

Estarreja. 90

Capítulo 1

Introdução

Capítulo 1 – Introdução

1.1 Recursos hídricos

Desde o início das civilizações que os seres humanos procuram fontes de água com qualidade para variados fins: alimentação, transporte e energia. As condições em redor das fontes de água permitiram a fixação de populações e fomentaram o crescimento industrial e demográfico (Gleick, 1993). É, portanto, indiscutível o papel vital que a água assume para a vida humana e, consequentemente, a qualidade deste recurso torna-se um requisito indispensável a ser preservado.

Actualmente, verifica-se que existem algumas limitações a um desenvolvimento que se quer sustentável, tais como: o contínuo crescimento populacional, o aumento do volume captado de água, a diminuição do volume de água potável, entre outros (Boberg, 2005). A importância da água é inquestionável e única e, embora a natureza indique uma sensação de permanente abundância e facilidade no acesso a este recurso, o futuro exige que seja assegurada a sua continuidade sustentável e que sejam tomadas acções e medidas para um melhor conhecimento do ciclo da água, a fim de garantir a qualidade e quantidade do recurso natural (Tebutt, 1998).

Durante o ciclo hidrológico, as massas de água têm a capacidade de renovação e auto-purificação, permitindo assim a conservação da qualidade e quantidade das águas doces, embora de forma relativa. Tal facto poderá contribuir para uma ilusão de inalterabilidade dos recursos hídricos, sendo por isso considerados como um bem gratuito e garantido da natureza, mas tal facto não reflecte a realidade (Gleick, 1993). Efectivamente, embora o volume total de água permaneça quase constante, as principais alterações são ao nível da qualidade e disponibilidade de água para consumo humano. A superfície terrestre está coberta por aproximadamente 70% de água, sendo que cerca de 97% dessa é água salina, maioritariamente localizada nos oceanos, restando assim cerca de 3% de água não salina. Contudo, 75% da água não salina está em glaciares, 24% sob a forma de águas subterrâneas e menos de 1% de água com fonte em rios, lagos e solo. O volume de água com requisitos para consumo humano, localizada em rios e lagos, é inferior a 0,3% do volume total de água não salina, o que corresponde a menos de 0,01% do volume total de água existente na Terra. No entanto, embora seja um volume muito reduzido, é suficiente para responder às necessidades humanas. Não obstante,

diversos factores influenciam negativamente a sua qualidade e quantidade, surgindo assim a necessidade de criar lagos artificiais e reservatórios para aumentar o volume de água para consumo humano, bem como controlar o caudal dos rios (Gleick, 1993; Gray, 2005).

No que concerne à disponibilidade de água para consumo humano, a sua distribuição desigual no planeta representa um dos problemas actuais. Uma grande percentagem das fontes de água situa-se na bacia hidrográfica do rio Amazonas, Canadá e Alasca. O continente Asiático apresenta o volume mais elevado de água disponível, mas por outro lado é o continente que apresenta o menor volume de água *per capita* para consumo humano. Contrariamente, a Austrália/Oceânia apresenta o volume mais elevado de água *per capita*, embora o volume seja diminuto em relação à água disponível. A disponibilidade de água potável apresenta valores muito díspares em todo o planeta. O continente Africano tem na sua maioria países com menos de 60% da água com qualidade suficiente para consumo humano, enquanto grande parte do continente Asiático e da América do Sul apresentam valores entre 60 a 95% do volume total. A Europa e América do Norte, na sua grande maioria do território, apresentam valores acima de 95% de água potável disponível (Boberg, 2005).

O crescimento demográfico tem conduzido a uma maior pressão sobre os recursos hídricos, traduzindo-se num aumento da procura e necessidade de água para satisfazer as necessidades, provocando assim a diminuição de massas de água e uma deterioração da sua qualidade.

Na Europa, a captação de água ronda os 353 km³/ano, representando cerca de 10% do volume total de água doce disponível. O uso da água assenta em três sectores: indústria, agricultura e uso doméstico. Fruto do desenvolvimento industrial registado nos últimos anos, a indústria apresenta a parcela com maior percentagem no consumo de água (53%), sendo que 40% deste uso é para a produção de energia, seguindo-se a agricultura com 32% e, por fim, o uso doméstico com apenas 15% (FAO, 2000; AEA, 2003). Em Portugal, a agricultura é a actividade que comporta um maior gasto de água doce, com cerca de 87% do volume total captado, seguindo-se o sector industrial com 8% e as actividades domésticas com 5% (IA, 2001).

A qualidade da água é um factor determinante para a continuidade de diversas actividades, pois pode inviabilizar ou condicionar a sua utilização devido ao decréscimo de qualidade. Os poluentes responsáveis pela degradação da qualidade da água podem

apresentar-se de diversas formas, tais como, gases, substâncias dissolvidas ou mesmo na forma particulada. As fontes de poluição dos recursos hídricos podem ser de origem pontual ou difusa. As fontes pontuais são facilmente identificáveis e delimitáveis, nomeadamente, a recolha e descarga de efluentes domésticos e industriais ou actividade agrícolas (pecuária), podendo ter sempre uma entidade relacionada e responsável. As fontes difusas são difíceis de identificar e de delimitar e estão relacionadas com actividades agrícolas individuais, actividades florestais, transporte e deposição de partículas provenientes da atmosfera. Este tipo de poluição afecta a qualidade dos recursos hídricos de diferentes formas, pois por um lado modifica o padrão original do solo, a hidrologia e os ciclos e movimentos naturais da água subterrânea, e por outro lado afecta os ecossistemas, ao aumentar a carga poluente. (Chapman, 1997; Silva, 2008).

Os problemas de poluição dos recursos hídricos são ainda demasiadamente visíveis e, embora na maioria dos países europeus a qualidade da água esteja a melhorar, ainda existem situações preocupantes e que carecem de estratégias para fazer face aos problemas existentes e que carecem de estratégias de mitigação e minimização desses impactes. A nível europeu existem ainda grandes problemas, tais como, um grande excedente de azoto nos solos agrícolas que podem poluir tanto as águas superficiais como as subterrâneas, a alteração muito pouco significativa das concentrações de nitratos nos rios, fruto da agricultura intensiva verificada nos países da Europa Ocidental, a contaminação de água potável por pesticidas em alguns países e perdas de água em sistemas de abastecimento (AEA, 2003). Estes problemas são apenas alguns exemplos das limitações existentes na Europa e que resultam, maioritariamente, de um insuficiente e/ou ineficaz sistema de saneamento básico, bem como da falta de planos de intervenção sustentável nos recursos hídricos.

Em Portugal, a poluição dos recursos hídricos está presente na grande parte do território nacional. Os sistemas de drenagem e estações de tratamento de águas residuais são insuficientes e, por vezes, não funcionam convenientemente para fazer face às exigências actuais. No ano de 2005, os sistemas de drenagem de águas residuais existentes serviam apenas 76% da população total e as estações de tratamento de águas residuais 64% (INE, 2005).

1.2 Avaliação Integrada na qualidade dos recursos hídricos

Os recursos hídricos estão sujeitos a inúmeras fontes de degradação da sua qualidade e diminuição da sua quantidade. A qualidade da água é o principal requisito para diversas actividades, pelo que a sua preservação urge em assumir cada vez maior importância. A carga poluente existente em rios, lagos e em outras fontes, bem como as deficientes condições de tratamento de águas residuais, têm de ser alvo de estratégias de acção para que sejam criadas condições necessárias para se praticar um desenvolvimento sustentável entre as fontes de recursos hídricos e as actividades humanas.

As redes de monitorização surgem como instrumentos de apoio à gestão dos recursos hídricos, permitindo avaliar a qualidade físico-química e biológica da água, bem como obter uma relação entre os parâmetros de qualidade e as acções antropogénicas e também com os usos que lhe são conferidos. Para estabelecer os objectivos da monitorização é necessário atender a diferentes vertentes. Numa primeira vertente em relação à qualidade da água no seu meio natural, ou seja, nas diferentes massas de água superficiais ou subterrâneas e numa segunda vertente em relação às utilizações dos recursos hídricos e à avaliação da adequação da qualidade da água para esses mesmos fins (PNA, 2002).

Na Europa são visíveis os planos de melhoria da qualidade e quantidade dos recursos hídricos, com principal incidência nos países da União Europeia. As medidas legais implementadas têm reduzido as pressões de origem doméstica e industriais exercidas sobre a água. Ainda assim, subsistem alguns problemas que levam à degradação dos ecossistemas aquáticos e a uma qualidade da água inferior aos valores estabelecidos por legislação. A Directiva Quadro da Água (2000/60/CE, de 23 de Outubro) em vigor desde finais do ano 2000, introduziu pela primeira vez os conceitos de estado ecológico e gestão da água, conceitos que representaram um avanço significativo em matérias legais ligadas aos recursos hídricos. Esta directiva exige que seja realizada uma avaliação físico-química do estado da qualidade da água, bem como do estado ecológico que deverá incluir uma avaliação das comunidades biológicas, do *habitat* e das características hidrológicas das massas de água. A legislação da União Europeia abrange ainda as Directivas relativas à prevenção e controlo integrado da poluição (PCIP), às substâncias perigosas na água, ao tratamento de águas residuais

urbanas, aos nitratos, às águas balneares e à água potável. As Directivas 96/61/CE de 24 de Setembro, relativa à PCIP, 91/271/CEE de 21 de Maio, relativa ao tratamento de águas residuais e a 91/676/CEE de 12 de Dezembro, relativa aos nitratos, visam:

- Controlar a degradação da qualidade da água;
- Reduzir o nível de poluição;
- Atingir os níveis de qualidade da água que salvaguardem a saúde humana, as actividades balneares e os ecossistemas aquáticos.

A Directiva 76/464/CEE de 4 de Maio, relativa às substâncias perigosas, tem como principais objectivos:

- Reduzir ou eliminar a poluição por substâncias perigosas em todas as águas;
- Eliminar progressivamente as emissões, perdas e descargas das substâncias mais perigosas;
- Atingir níveis de qualidade que não afectem a saúde humana e os ecossistemas aquáticos. Como exemplo das substâncias perigosas a reduzir temos os metais pesados, tais como, cádmio, mercúrio, zinco, cobre, níquel, crómio e chumbo.

A Directiva “Águas balneares” (76/160/CEE de 8 de Dezembro) visa proteger a saúde humana da poluição com forte possibilidade de interagir negativamente com a saúde humana provocadas pela utilização recreativa da água. A qualidade bacteriológica assume uma importância significativa nesta Directiva. A Directiva 98/83/CE de 3 de Novembro, Directiva “Água potável”, estabeleceu como principal objectivo garantir a segurança da água destinada ao consumo humano (AEA, 2003; Silva, 2008).

Em Portugal a entrada em vigor da Lei da Água (Lei n.º58/2005 de 29 de Dezembro) que transpõe para o direito interno a Directiva Quadro-Água (Directiva 2000/60/CE), estabelece as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas. A Lei da Água veio colmatar a falta de uma avaliação integrada da qualidade da água, contribuindo assim para a obrigatoriedade da realização de análises físico-químicas, hidromorfológicas e biológicas.

Os parâmetros físicos não são indicadores absolutos de poluição da água, variando em função das condições específicas do meio, enquanto os químicos tendem a ser mais

específicos e mais úteis para a avaliação da qualidade da água. Assim, a análise físico-química permite avaliar a aptidão da água para determinados fins, identifica poluentes específicos que estão, normalmente, relacionados com actividades conhecidas e determinar o nível de degradação das massas de água, permitindo assim identificar possíveis fontes de poluição. Uma caracterização físico-química periódica, permite determinar as tendências reais de um rio (Silva, 2008).

A avaliação biológica da água, ao contrário das análises físico-químicas, permite avaliar directamente o impacto de fontes de poluição. A comparação dos parâmetros biológicos com os parâmetros hidromorfológicos e físico-químicos, permite detectar mais eficazmente fontes de poluição que condicionam a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. Apesar da utilidade dos parâmetros biológicos, estes não podem ser utilizados isoladamente dos restantes, visto estarem normalmente relacionados e resultarem de variações desses parâmetros (Silva, 2008). O cálculo de índices biológicos é de bastante utilidade, apresentando algumas vantagens, tais como (Mason, 1981):

- Obtenção rápida de valores com necessidade de pouco material;
- Fornecem uma ideia geral da situação de um ecossistema;
- O estado das comunidades biológicas é uma medida de caracterização de ambientes naturais, pois possibilita uma avaliação global do meio face a variações sazonais

De entre as análises biológicas, podem ser avaliadas comunidades de algas, comunidades de macroinvertebrados bentónicos e comunidades de peixes. Os macroinvertebrados bentónicos são, atendendo às suas características, um dos grupos de organismos mais usados em estudos de qualidade da água, por incluírem uma grande diversidade de grupos taxonómicos e tendo em comum o facto de serem visíveis a olho nu, serem invertebrados e viverem associados ao substrato. O uso de macroinvertebrados acarreta algumas limitações, tais como:

- A distribuição dos organismos estar sujeita a outros factores além da qualidade da água;
- A variação sazonal poder influenciar várias interpretações dos resultados;

- O conhecimento insuficiente de alguns grupos taxonómicos.

Apesar das limitações, o uso dos macroinvertebrados é a análise biológica com mais vantagens, devido a (Hellowell, 1986, Jeffrie & Mills, 1990; Murphy, 1978 e Washington, 1984):

- Facilidade da amostragem e identificação;
- Disponibilidade de boas chaves de identificação;
- Disponibilidade de informação sobre a sua tolerância a diferentes factores;
- Tratar-se de organismos que passam a maior parte ou a totalidade do seu ciclo de vida na água, respondendo assim às variações ambientais;
- Apresentarem uma grande diversidade de dietas com representantes em todos os níveis tróficos e participarem na decomposição da matéria orgânica;
- Apresentarem uma fraca dispersão, o que permite obter uma informação histórica dos locais;
- Serem a fonte primária de alimento dos peixes;
- Serem abundantes na maior parte dos cursos de água.

1.3 A qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Antuã

A bacia hidrográfica do rio Antuã tem sido alvo de poucos estudos da qualidade da sua água, uma situação um pouco estranha, tendo em conta que, dos rios que escoam para a ria de Aveiro, este é o segundo mais importante em termos de caudal, logo após o rio Vouga.

Matos (1985) desenvolveu um trabalho para caracterização e estudo do rio Antuã. Para tal, seleccionou um total de 13 locais de amostragem a fim de se proceder a análises físicas, químicas e biológicas. Foram identificadas fontes de poluição, tais como: actividades agrícolas, em Vila da Feira (actualmente Santa Maria da Feira); actividades pecuárias, produção de leite e transformação de lacticínios, em Oliveira de Azeméis; indústrias de calçado, cortiça e plástico, em São João da Madeira; e a indústria transformadora, em Estarreja. Com base numa recolha de macroinvertebrados, foram calculados o índice biótico pelo sistema de “score” de *Chandler* e o índice biótico de *Trent*, que são sensíveis à matéria orgânica. Este estudo revelou que o rio se encontrava

pouco poluído, sendo que as situações mais preocupantes se observaram nos locais seguintes: numa estação a jusante da confluência do rio Antuã com a ribeira do Pintor, que drena as Minas do Pintor, que apresentava a presença de tóxicos (metais) e a presença de poluição orgânica; nas estações que se situavam em São João da Madeira, a montante da confluência do rio Antuã com a ribeira do Pintor; em UI, no rio Ínsua, e logo após a confluência deste com o rio Antuã; e ainda na estação de Estarreja. Nas estações localizadas em São João da Madeira e em UI foi verificada uma rápida regeneração da qualidade da água proporcionada pelas condições hidráulicas do rio.

Moura et al. (1992) procederam à avaliação da qualidade biológica da água do rio Antuã, com base no estudo das comunidades de macroinvertebrados e na determinação de parâmetros físico-químicos. Neste estudo foram usados um índice biótico, o Índice Biótico Belga, e um índice de diversidade, o Índice de Diversidade de *Shannon-Wiener*. Os locais com melhor qualidade biológica da água situavam-se no troço mais próximo da nascente do rio e no troço da ribeira do Pintor, a montante das minas com o mesmo nome. Os locais mais críticos situavam-se nas proximidades de São João da Madeira, Oliveira de Azeméis e Estarreja. Em São João da Madeira, a qualidade da água era afectada pelos efluentes de origem urbana e industrial e pelas águas da ribeira do Pintor que, após atravessarem as minas, apresentavam um mau estado químico, não havendo sequer registo da presença de macroinvertebrados. Como tal, o troço final da ribeira do Pintor foi identificado como uma zona de severa poluição física e química. A jusante da cidade de São João da Madeira a poluição era agravada pelo efluente da fábrica de transformação de papel de Cucujães. No município de Oliveira de Azeméis verificava-se uma degradação da qualidade da água devido aos efluentes domésticos e industriais. O rio Ínsua, principal afluente do rio Antuã, registava no seu troço final uma deterioração da sua qualidade da água devido aos efluentes da região de Oliveira de Azeméis. Em Estarreja, a deterioração da qualidade da água devia-se a efluentes urbanos e industriais. Pese embora a diminuta qualidade biológica da água, existiam dois troços que evidenciavam uma boa capacidade de auto-depuração do rio Antuã. Entre Cucujães e Oliveira de Azeméis, a qualidade da água recuperava gradualmente, consequência da existência de vários açudes e do efeito de diluição provocado por um efluente com água de boa qualidade. Entre Oliveira de Azeméis e Estarreja era notório um segundo troço onde a qualidade da água voltava a apresentar uma recuperação significativa.

Moreno (2000) realizou um estudo aprofundado sobre os mecanismos de dispersão decorrentes de elementos vestigiais presentes em sedimentos e nas águas superficiais do rio Antuã. A bacia hidrográfica do rio Antuã foi considerada, do ponto de vista científico, uma região privilegiada para o estudo de sistemas em *stress* devido a vários factores, entre eles, facilidade de acessos; a forte concentração populacional e industrial de S. João da Madeira e de Oliveira de Azeméis; e o abandono da exploração da mina do Pintor (W, As, Pb) sem medidas mitigadoras para reabilitação ambiental e paisagística. Este estudo revelou a existência de teores elevados de As fixado em formas móveis e reactivas nos sedimentos da ribeira do Pintor. Foi verificado então que o potencial de mobilização do As retido nos sedimentos constituía uma ameaça para a qualidade da água do rio Antuã.

Silva et al. (2002) estudaram o teor de nutrientes drenado para a ria de Aveiro, identificando os rios com maior contribuição para tal. Para isso foram recolhidas amostras em Abril, Maio, Junho, Julho e Setembro de 2000 nos rios Vouga, Antuã e Cáster. O rio Antuã apresentou concentrações mais elevadas de nitrato, amónia, fósforo total e BOD₅ nas últimas três amostras. Neste estudo verificou-se que o Vouga se apresentou relativamente limpo, reflectindo as baixas actividades agrícolas e pressão populacional. Contrariamente ao rio Vouga, os rios Antuã e Cáster apresentaram valores indicativos de uma elevada poluição nas suas massas de água: BOD₅ 3-6 mg/L; N-NO₃ 4-6 mg/L; N-NH₃ > 0,2 mg/L; P_{total} > 0,2 mg/L. Verificou-se assim que os rios Antuã e Cáster eram uma importante fonte de nutrientes para a ria de Aveiro e que apresentavam características próprias de rios altamente poluídos.

Mais recentemente, Cerqueira et al. (2008) realizaram um estudo com o objectivo de identificar possíveis fontes de poluição na bacia hidrográfica do rio Antuã, com base numa monitorização de parâmetros físico-químicos. Foram identificadas várias fontes de poluição, situadas principalmente nos municípios de São João da Madeira e de Oliveira de Azeméis. As suas principais origens eram descargas de águas residuais domésticas sem tratamento e a ETAR de Salgueiro, que se mostrava incapaz de tratar a totalidade do efluente encaminhado para esta infra-estrutura. Os pontos mais críticos em relação à degradação da qualidade da água foram identificados na ribeira de Arrifana, que atravessa São João da Madeira, e num troço do rio Antuã que atravessa o município de Oliveira de Azeméis, verificando-se valores de CBO₅, azoto de Kjeldahl e fósforo total excedendo os limites da legislação nacional. Não obstante a gravidade dos

problemas de poluição, as condições favoráveis de rearejamento verificadas no troço final do rio, garantiam uma boa capacidade de auto-depuração das suas águas. Os autores assinalam ainda altas concentrações de nutrientes junto à foz do rio, tendo sugerido que as mesmas poderiam traduzir-se em impactes negativos sobre a qualidade da água da Ria de Aveiro. Este estudo mostrou ainda que o controlo das descargas de águas residuais e o aumento da capacidade de tratamento destas são prioridades para a melhoria da qualidade da água do rio Antuã.

Após uma breve revisão de alguma da literatura relacionada com o rio Antuã, é possível verificar que o rio apresenta problemas ao nível da qualidade da água e que as fontes de poluição se localizam principalmente nos três municípios mais representativos: São João da Madeira, Oliveira de Azeméis e Estarreja.

1.4 Objectivos e âmbito

O desenvolvimento desta dissertação visa uma avaliação e monitorização integrada da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Antuã, baseando-se numa caracterização de parâmetros físico-químicos e biológicos, pretendendo-se que represente um significativo contributo na área da qualidade da água. Através desta avaliação são criadas as condições necessárias para:

- 1) Verificar o cumprimento dos objectivos mínimos de qualidade da água (Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto);
- 2) Contribuir para a implementação da Directiva – Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE);
- 3) Contribuir para o aumento de informação relativa à qualidade da água, com base numa avaliação integrada das massas de água;
- 4) Contribuir para uma gestão sustentada da bacia hidrográfica do rio Antuã, por parte das autoridades locais competentes.

Capítulo 2

Enquadramento Legal

Capítulo 2 – Enquadramento Legal

A política de gestão de água em Portugal, entre os anos 30 e 80, teve como base a construção de grandes obras hidráulicas, constituindo um meio de desenvolvimento e de aproveitamento dos recursos hídricos nacionais. No início da década de 90 surge uma nova reforma política, baseada no reconhecimento de que o Homem e o ambiente são indissociáveis, sustentada em diversos princípios, entre os quais, o princípio do desenvolvimento sustentável e o princípio da precaução. Este novo paradigma vinha já a impor-se como indispensável para a União Europeia e a adesão de Portugal veio reforçar a necessidade de mudar a gestão de recursos hídricos a nível nacional.

Em Portugal tem-se assistido a problemas de qualidade da água que muito preocupam as entidades responsáveis pela gestão dos recursos hídricos. A maior pressão sobre os recursos hídricos tem levado a uma maior consciencialização em relação ao uso da água, tanto do público em geral como dos agentes envolvidos. As actividades consumidoras de água devem construir infra-estruturas com capacidade de resposta face às necessidades geradas, tais como, sistemas de drenagem e tratamento de efluentes residuais. Com o intuito de melhorar a qualidade da água, merece destaque o Plano Estratégico de Abastecimento de Águas Residuais (PEAASAR) que estabelece a criação de sistemas multimunicipais de abastecimento e de saneamento de águas residuais. Para recuperar a qualidade da água, é importante reduzir os consumos, reduzindo assim os efluentes, bem como reutilizar águas usadas e diminuir as perdas nas redes de transporte e distribuição, mantendo uma quantidade sustentável de água nos sistemas naturais.

As políticas devem ser desenvolvidas com base na integração de aspectos de carácter ambiental, económico, social e institucional. Tal integração obriga à promoção da participação de todos os intervenientes, visando assim uma gestão sustentável dos recursos hídricos (PNA, 2001).

O presente capítulo descreve documentos legais que serviram de base ao estudo para aferição do estado de qualidade da água e que contribuem igualmente para uma gestão sustentável dos recursos hídricos em Portugal.

2.1 Lei da Água (Decreto-Lei N.º58/2005 de 29 de Dezembro) – Directiva-Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro)

A Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. O objectivo desta Directiva é, como referido no artigo 1º, estabelecer um enquadramento para a protecção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas. Este enquadramento procura evitar a degradação do estado dos ecossistemas aquáticos, promover um consumo sustentável da água baseado numa protecção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis, visa reduzir a emissão de cargas poluentes através de medidas específicas para assegurar uma protecção reforçada e uma melhoria do ambiente aquático, assegura a redução da poluição das águas subterrâneas e pretende contribuir para a minimização dos efeitos de inundações e secas. Segundo o artigo 5º, cada Estado-Membro deve proceder a uma análise das características das suas regiões hidrográficas ou secções de uma região hidrográfica internacional que abranja o seu território, realizar um estudo do impacte da actividade humana sobre o estado das águas superficiais e subterrâneas e analisar economicamente a utilização da água. As especificações técnicas para este procedimento estão definidas nos anexos II e III. Os Estados-Membros são obrigados a elaborar um registo de todas as regiões hidrográficas que tenham sido designadas como zonas de protecção especial (artigo 6º) e de acordo com o artigo 7º é necessária a identificação de todas as massas de águas destinadas à captação de água para consumo humano, estando sob a responsabilidade de cada Estado-Membro garantir a protecção de todas as massas de águas identificadas, a fim de evitar a degradação da sua qualidade.

Esta Directiva introduziu pela primeira vez na legislação o conceito de estado ecológico. O facto de as águas de superfície apresentarem níveis elevados de poluição obrigou à necessidade da introdução deste novo conceito, para que fosse possível desenvolver uma avaliação mais global do estado da qualidade da água. Para se classificar o bom estado ecológico é necessário avaliar conjuntamente parâmetros de qualidade físico-química, biológica e hidromorfológica, sendo que o bom estado ecológico significa água de boa qualidade e em quantidade suficiente para permitir que as espécies que ocorrem naturalmente vivam e se reproduzam. A classificação do estado ecológico apresenta cinco níveis que reflectem as alterações causadas por acções

antropogénicas nos sistemas aquáticos. Esta classificação é dada pelo pior resultado da monitorização dos parâmetros de qualidade biológica e físico-química.

De acordo com o artigo 8º, os Estados-Membros devem garantir a elaboração de programas de monitorização ao nível das águas superficiais, incluindo o estado ecológico e químico e o potencial ecológico, e ao nível das águas subterrâneas e das zonas protegidas. Os requisitos da monitorização estão descritos no anexo V e as especificações técnicas e métodos normalizados de análise e controlo são estabelecidos nos termos do disposto no artigo 21º. As monitorizações têm essencialmente duas finalidades. A primeira consiste numa avaliação do estado da qualidade da água, denominada por monitorização de vigilância. Durante esta monitorização devem ser monitorizados parâmetros de qualidade biológica, físico, químicos e hidromorfológica e os poluentes de descargas significativas ou com potencial significativo nas massas de água. A segunda finalidade consiste na avaliação do estado de qualidade dos meios hídricos susceptíveis de não cumprirem a legislação, designando-se esta de monitorização operacional e que avalia parâmetros indicativos dos elementos de qualidade mais sensíveis às pressões. Como forma de complemento destes dois tipos de monitorização, existe a monitorização de investigação. Esta monitorização pode ser aplicada quando se desconhecem as causas da poluição ou no estudo mais extensivo dos impactes provocados pela poluição.

São ainda apresentados programas de medidas que cada Estado-Membro deverá assegurar no artigo 11º e no artigo 16º e artigo 17º estão descritas estratégias de combate à poluição da água por poluentes ou grupos de poluente e de prevenção e controlo da poluição das águas subterrâneas, respectivamente.

A Directiva obriga a que os resultados finais de cada Estado-Membro devam ser apresentados a nível Comunitário, para garantir a coerência dos níveis de estado ecológico e para possibilitar uma melhor fiabilidade na comparação entre os sistemas de monitorização dos Estados-Membros (Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro).

Ao nível do quadro legislativo nacional, o Decreto-Lei N.º52/2005, de 29 de Dezembro, transpõe a Directiva n.º 2000/60/CE. Este Decreto-Lei é denominado de Lei da Água.

2.2 Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto

O Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto surge após a experiência da aplicação do Decreto-Lei n.º 74/90 de 7 de Março, pois considerou-se oportuno reforçar a operacionalidade dos objectivos visados por este documento e resolver algumas discordâncias na aplicação de várias Directivas Comunitárias relativas à qualidade da água. Este Decreto-Lei estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos, pretendendo igualmente clarificar as competências das várias entidades intervenientes no domínio da qualidade da água e conciliar este documento com as alterações do Decreto-Lei n.º 45/94 de 22 de Fevereiro relativo ao planeamento dos recursos hídricos e do Decreto-Lei n.º 46/94 de 22 de Fevereiro sobre o licenciamento das utilizações do domínio hídricos.

Para alcançar os objectivos, o presente diploma legal define os requisitos da qualidade da água para diversas utilizações e as normas de descargas das águas residuais na água e no solo, para promover a qualidade do meio aquático. São definidos os requisitos para as águas doces superficiais e águas subterrâneas destinadas à produção de água para consumo humano, para água de suporte à vida aquícola, que engloba as águas piscícolas e conquícolas, para as águas balneares e águas de rega. São também estabelecidos os critérios e normas para as descargas de águas residuais, com a finalidade de redução ou eliminação destas para protecção do meio aquático. Para atingir este fim, foram estabelecidos valores limites de emissão (VLE), que são os valores para os quais uma massa, concentração ou nível de emissão não deve ser excedido por descargas para o meio aquático. Os VLE podem ser igualmente definidos para determinados grupos, famílias ou categorias de substâncias (Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto, Anexo XIX). São ainda estabelecidos valores máximos admissíveis (VMA), que fixam valores de norma de qualidade que não devem ser ultrapassados, e valores máximos recomendados (VMR), que indicam um valor de norma de qualidade que deve ser respeitado ou não excedido. Por fim, são descritos no anexo XXI do presente diploma legal os objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais (Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto).

Capítulo 3

Bacia hidrográfica do rio Antuã

Capítulo 3 – Bacia hidrográfica do rio Antuã

3.1 Caracterização geográfica

A bacia hidrográfica do rio Antuã é uma das sub-bacias do rio Vouga, situando-se no Baixo Vouga Norte entre os paralelos 4535000 e 4508000 N e os meridianos 533000 e 553000 E (coordenadas UTM). A sua orientação é essencialmente Norte-Sul desde Romariz até Branca, concelho de Albergaria-a-Velha, e a partir desta localidade até Estarreja apresenta uma orientação Oeste-Sudoeste (figura 1). A bacia hidrográfica do rio Antuã encontra-se confinada a Norte pelas sub-bacias dos rios Uima e Inha, afluentes do rio Douro, a Sul pela ria de Aveiro, a Este pela sub-bacia do rio Caima, afluente do rio Vouga, e finalmente a Oeste está limitada por uma zona de linhas de água que desaguam directamente na ria de Aveiro (Lázaro et al., 1985). Os seus principais afluentes são o rio Ínsua e a Ribeira das Minas do Pintor, na margem esquerda, e na margem direita a Ribeira de Arrifana. Administrativamente, a área da bacia do rio Antuã é ocupada pelos concelhos de Santa Maria da Feira (6%), Arouca (4%), São João da Madeira (5%), Vale de Cambra (1%), Oliveira de Azeméis (66%), Albergaria-a-Velha (9%) e Estarreja (9%). Os concelhos mais representativos são Oliveira de Azeméis, com quase 61% da sua área total inserida na bacia), São João da Madeira, inserido quase totalmente na bacia, e Estarreja pelo seu desenvolvimento industrial (Moreno, 2000).

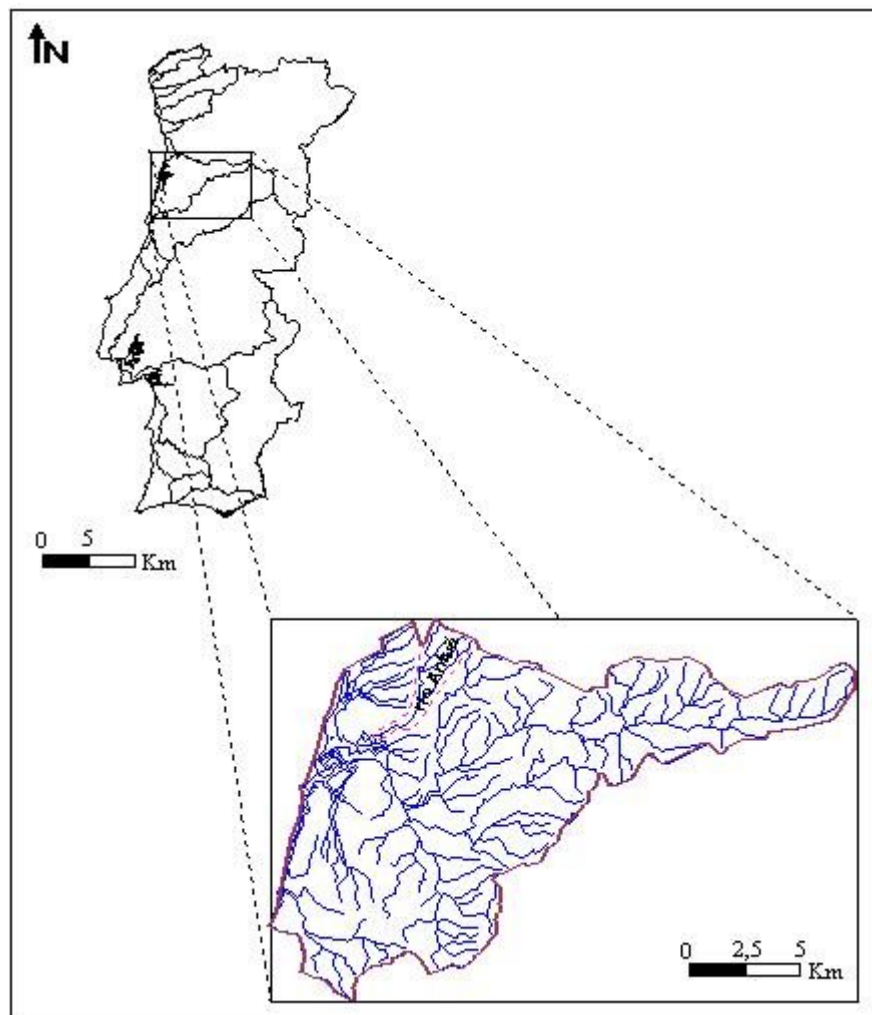


Figura 1. Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Antuã, sub-bacia do rio Vouga (Adaptado de Moreno, 2000).

3.2 Geologia

A qualidade da água de uma bacia hidrográfica é influenciada pela sua geologia e a biogeoquímica. A sua biogeoquímica determina a composição química específica das massas de águas (Thornton & Dise, 1998). A geologia desempenha um papel importante na biogeoquímica de uma bacia hidrográfica, determinando composições químicas específicas às águas de rios e ribeiras, as quais são sobretudo ditadas por taxas distintas de meteorização (Thornton & Dise, 1998).

Moreno (2000) baseou-se em literatura de diversos autores para descrever a geologia característica da bacia hidrográfica do rio Antuã. Na figura 2 estão representadas as principais unidades geológicas desta bacia, sendo de destacar três domínios geográficos importantes, tais como:

- Uma zona interior dominada pelas intrusões graníticas e pelas formações ante-ordovícicas, pertencentes ao Complexo Xisto-Grauváquico (CXG). Esta é também a zona de maior extensão;
- Terraços e plataformas em terrenos do Precâmbrio caracterizam a zona intermédia;
- Terrenos plio-pleistocénicos e holocénicos predominam num litoral plano.

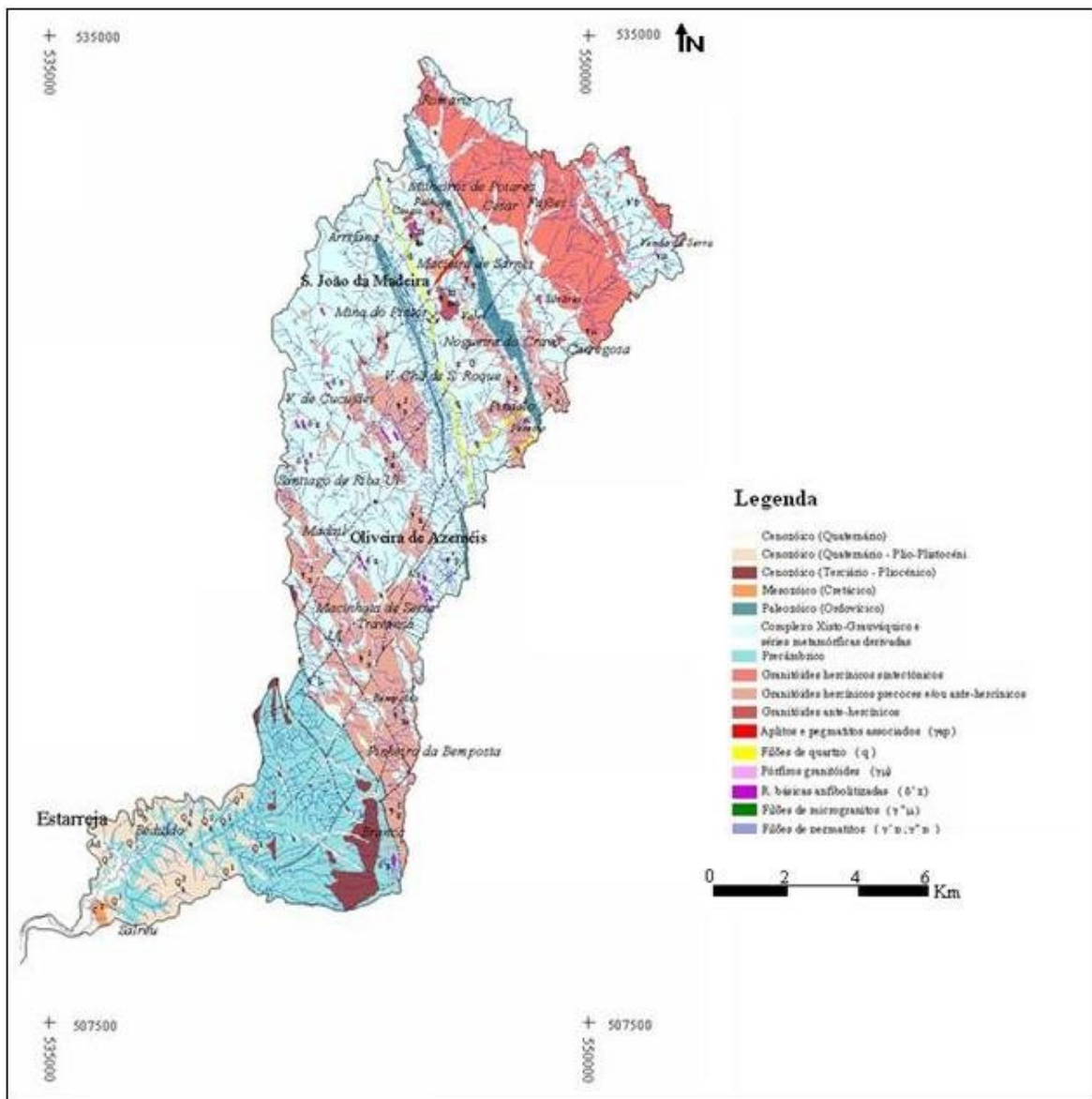


Figura 2. Representação geológica da bacia hidrográfica do rio Antuã (Adaptado de Moreno, 2000).

3.2.1 Litoestratigrafia

As formações com maior extensão de ocupação na bacia do rio Antuã são as ante-ordovícicas. Estas formações estavam incluídas no CXG mas após a publicação da 4ª edição do Mapa Geológico de Portugal e do Mapa Tectónico passaram a ser consideradas independentes do CXG e pertencentes à idade precâmbrica e polimetamórficos. Em Pereira et al. (1980, in Moreno, 2000), o Precâmbrico foi limitado a oriente no contacto oeste do maciço gnáissico, próximo a Oliveira de Azeméis. Estas formações pertencem aos metassedimentos, característicos a sul da bacia, e que são constituídos numa aparente sequência homogénea integrada com pelítico pronunciado de cor negra ou cinzenta escura com possíveis intercalações psamíticas pequenas. Entre Albergaria-a-Velha e Espinho existem umas formações de carácter litológico, diferentes das formações ante-ordovícias da Zona Centro-Ibérica e que podem corresponder a um domínio geotectónico diferente desta região Ibérica, considerando a presença importante de cisalhamento dúctil entre Porto e Tomar. O Precâmbrico na bacia do rio Antuã poderia estar representado por uma faixa de rochas metamórficas, principalmente gnaisses, micaxistos granatíferos e vários tipos de xistos metamorfizados, como por exemplo os denominados “Xistos de Arada” (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). Ao longo do rio são encontrados xistos do tipo porfiroblásticos, uniformes ou com lenticulas de quartzo intercaladas (Teixeira, 1963, in Moreno, 2000).

O Paleozóico da bacia do rio Antuã, está representado pelo Ordovícico Inferior, transgressivo sobre o CXG, assentando neste em discordância (Valle Aguado, 1992, in Moreno 2000). Este é representado por várias cristas quartzíticas, sendo o mais importante o anticlinal, que se estende entre Milheirós de Poiares e Telhadela. A estrutura que está visível é o flanco inverso e está representado por duas cristas subparalelas de quartzitos do Skidaviano (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000).

Assentando em discordância com os “Xistos de Aradas” estão os arenitos, conhecidos por “Arenitos do Requeixo”, na zona de Salreu e que pertencem ao Cretácico. Estes são arenitos caulíníticos, branco ou róseos, finos ou grosseiros, contendo leitos argilosos (Teixeira & Zbyszewski, 1976, in Moreno, 2000). Segundo Barradas (1992, in Moreno, 2000) a natureza das componentes argilosas são essencialmente de natureza caulínítica-elítica, denunciando para o topo a presença de montmorilonite.

Na plataforma da Branca, em Albergaria-a-Nova, está o pliocénico, representando o Terciário. Nesta plataforma encontram-se depósitos de antigas praias a 150-170m de profundidade, constituídos por pequenos fragmentos de rocha, areias e materiais argilosos, e que se prolonga para Este até a uma arriba fósil. Na Branca, predominam os fragmentos rochosos nos níveis mais superiores em forma de amêndoa e encimados por materiais areno-pelíticos oxidados (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000).

A Norte e Centro da bacia, encontram-se os depósitos de cobertura, como depósitos aluviais, de vertente e terraços fluviais e ainda de planície. Os depósitos aluviais ocupam os fundos mais ou menos planos na zona de alargamento do rio Antuã e seus afluentes e são formados por terras argilosas, arenosas e, por vezes, cascalho, como por exemplo, o rio Ínsua e a ribeira de Arrifana em São João da Madeira. Os depósitos de vertente moldam as encostas com orientação para Oeste da serra do Pereiro. Por fim, a última vertente dos depósitos encontra-se a Sudoeste de Nogueira do Cravo, formado por quartzitos (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). Na zona Sul os depósitos contêm praias e terraços fluviais, que apresentam diferentes granulometrias (Barradas, 1992, in Moreno, 2000).

As rochas pós-hercínicas a hercínicas tardias encontram-se dispersas pela bacia. As rochas que incluem filões de quartzo com aplitos e pegmatitos associados possuem diversas orientações, embora existam alinhamentos preferenciais que seguem as xistosidades das rochas encaixantes ou subordinadas a fracturas de direcção NE-SW (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). O outro tipo de rochas, os pórfiros granitóides, apresentam dois filões na zona NE da bacia, sendo um encaixado em xistos na zona de Venda da Serra e outro nas proximidades de Carregosa, encaixado no granito da serra da Freita e que está na maior parte da sua extensão fora dos limites da bacia. Estas rochas têm um acentuado quimismo calco-alcálico e os cristais presentes são quartzo, microclina-perfítica e ortose acidental (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). Nas proximidades de Fajões, os grãos finos das rochas granitóides hercínicos sentectónicos apresentam foliações muito intensas. A faixa de granito entre São João da Serra, Arões e Cesar é de grãos médios, os quais são os mais representativos da bacia. A Norte da bacia, este tipo de granito é designado por “granitos do Porto” e ocorre numa mancha entre Romariz e Lobão, prolongando-se para fora dos limites da bacia numa direcção NW-SE (Medeiros et al., 1964, in Moreno, 2000). Os grãos grosseiros estão igualmente na faixa São João da Serra, Arões e Cesar e apresentam uma forte tendência alcalina,

fazendo parte da sua composição o quartzo, biotite ferrífera e moscovite (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). As rochas granitóides hercínicos precoces e/ou ante-hercínicos apresentam um complexo granítico na faixa blastomilonítica de Oliveira de Azeméis. Os granitóides têm a sua principal massa a Oeste da falha de Milheirós de Poiares, Pindelo e Telhadela e das cristas ordovícicas e ocupam o núcleo de uma antiforma assimétrica definida por uma zonografia metamórfica no eixo com orientação na direcção de Cucujães e Santa Maria da Feira. As principais rochas do maciço granítico de Oliveira de Azeméis são retalhos de granito e granodioritos gnáissicos com duas micas, principalmente moscovíticos (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). As rochas granitóides ante-hercínicos ocorrem como grãos finos de rochas e estão alinhadas com a zona de fractura que delimita a Este a zona blastomilonítica de Oliveira de Azeméis (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). Os quartzodioritos de grão fino a médio com foliação penetrativa a incipiente encontram-se orientados NNW-SSW e localizam-se em Milheirós de Poiares e Nogueira do Cravo (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). As rochas básicas anfíbolitizadas encontram-se alinhadas com as estruturas regionais, como sendo o flanco Oeste e Este do maciço de Oliveira de Azeméis (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000).

3.2.2 Recursos minerais

A bacia hidrográfica do rio Antuã está inserida numa zona com uma elevada complexidade geológica e desde cedo que a sua riqueza mineral suscitou interesse.

Orientada de Norte para Sul, entre Santa Maria da Feira e Albergaria-a-Velha existe uma faixa mineral com jazigos de arsénio, volfrâmio e chumbo apresentando 10-20km de largura e uma extensão de 40km. Esta faixa localiza-se quase paralelamente à crista ocidental de quartzitos ordovícios, a Este de São João da Madeira e Oliveira de Azeméis e o seu preenchimento é essencialmente silicioso e inclui paragéneses minerais complexas com predominância de sulfuretos (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). A Noroeste de Nogueira do Cravo está a mina do Pintor, sendo uma das minas localizadas no “filão metalífero das Beiras” (Pereira et al., 1980, in Moreno 2000) tendo estado em actividade entre 1875 e 1958 (Moreno, 2000).

As explorações de Devesa, junto de Macieira de Sarnes, e da Quinta do Covo, a Sul de Bustelo, são as explorações mais importantes de caulinos. Na primeira é aproveitada

a alteração de granitóides gnáissicos albitico-moscovíticos e produtos da meteorização de um pegmatito ou aplito silicificado e na segunda são extraídos caulinos de granitóides gnáissicos com duas micas, fundamentalmente moscovíticos e com blastese de feldspatos (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000).

3.3 Fisiografia

A fisiografia de uma bacia hidrográfica interfere no escoamento natural superficial das águas de superfície, sendo por conseguinte importante avaliar algumas das suas características.

3.3.1 Hidrografia

O rio Antuã tem a sua nascente na localidade de Romariz, concelho de Santa Maria da Feira, no monte Alto a 400m de altitude e desagua a norte da ria de Aveiro, na zona de Laranjo, Estarreja. Apresenta uma extensão de aproximadamente 39km e uma área de 150km² (Moura, 2000).

A rede de drenagem (figura 3) do rio é do tipo misto, onde existem linhas de água ao longo de toda a bacia subsequentes com cursos influenciados por fracturas e pelas direcções de xistosidade e ainda muitos cursos de águas insequentes, que na sua maioria são redes dendríticas (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). Os principais afluentes na margem esquerda são o rio Ínsua, que drena uma vasta área de Oliveira de Azeméis, a ribeira do Pintor, que drena as já referidas minas do Pintor e a ribeira do Cercal enquanto na margem direita é a ribeira de Arrifana, que drena São João da Madeira. Importa também referir o elevado número de ribeiras presentes, na sua maioria perenes, pertencentes às bacias hidrográficas representadas na figura 4.

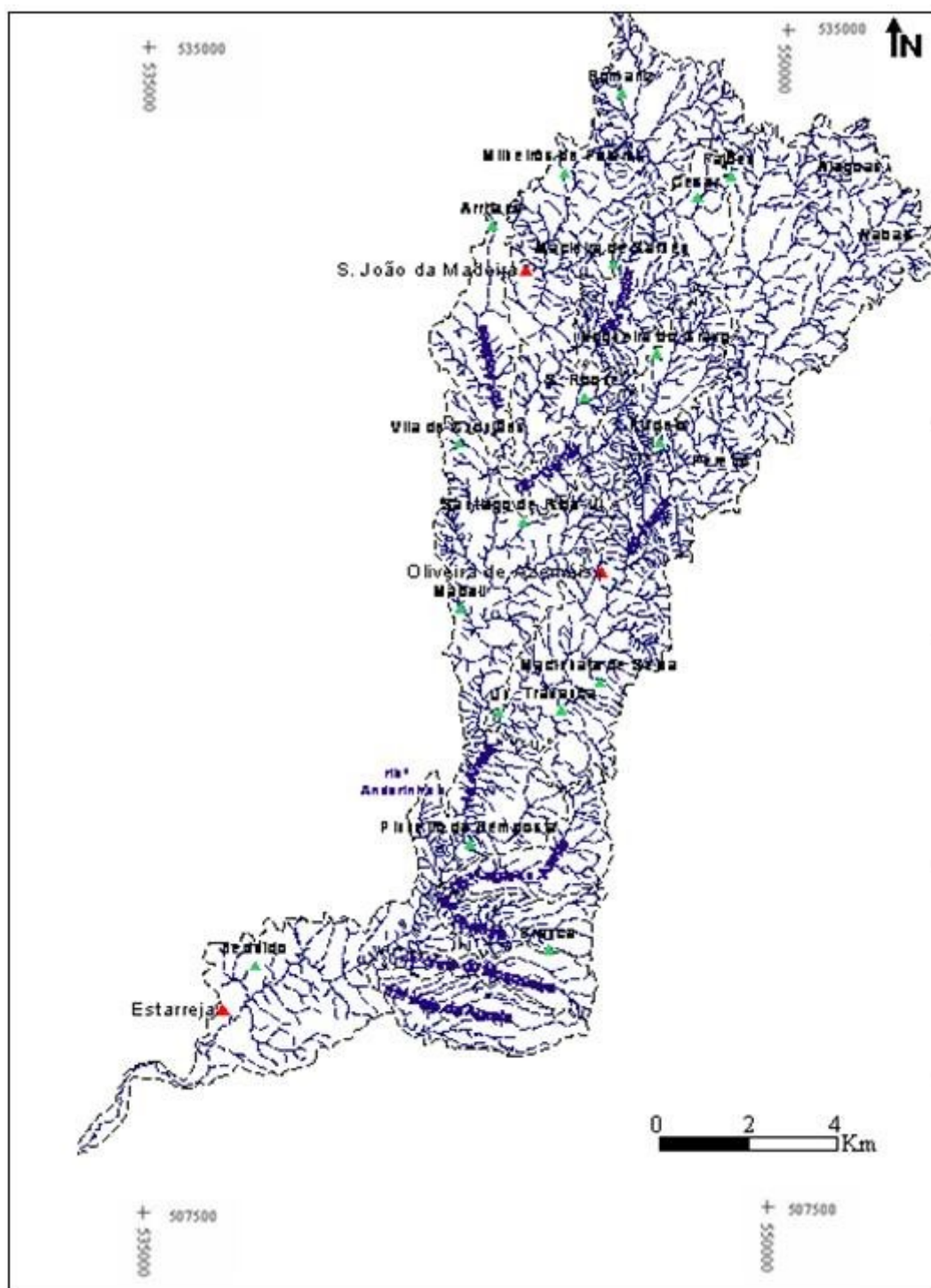


Figura 3. Rede hidrográfica do rio Antuã (Adaptado de Moreno, 2000).

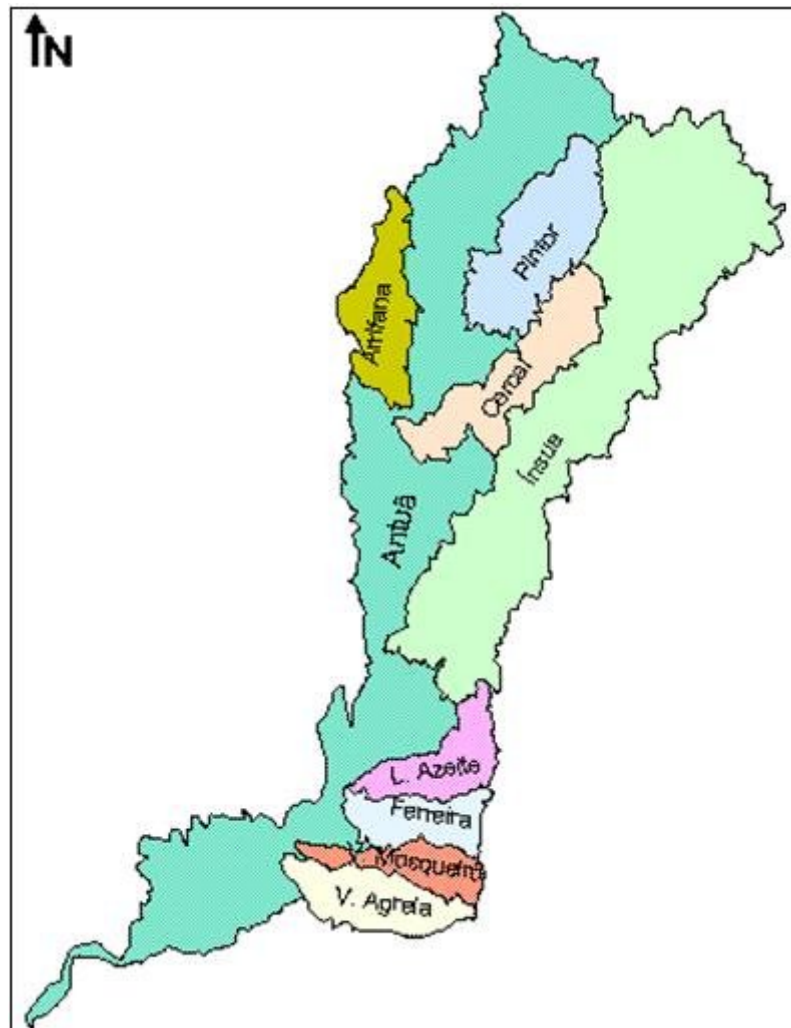


Figura 4. Divisão da bacia hidrográfica do rio Antuã por sub-bacias (Adaptado de Moreno, 2000).

Na tabela 1 estão descritas as características das principais massas de água da rede hidrográfica do rio Antuã (DGRAH, 1981, in Moreno, 2000). O rio Antuã apresenta um regime hidrográfico bastante irregular, variando entre rápido e lento de acordo com a inclinação do leito e pela presença de açudes artesanais provocando vários desníveis. A presença destes açudes tem preferencialmente o objectivo de reter águas para fins de rega, tendo um papel importante na capacidade depuradora do rio ao promoverem a oxigenação da água (Pinheiro, 1990, in Moreno, 2000). O caudal médio do rio é de 1,5 m³/s a 2 m³/s, variando entre 0,3 m³/s na época estival e 50m³/s no Inverno (Matos, 1985).

Tabela 1. Principais características das massas de água da rede hidrográfica do rio Antuã
(Adaptado de Moreno, 2000).

Curso de água	Área (km²)	Comprimento (km)
Rio Antuã	58,0	39
Rio Ínsua	43,3	23,0
Ribeira do Pintor	10,2	7,1
Ribeira de Arrifana	7,0	5,5
Ribeira do Cercal	11,0	7,5
Ribeira do Lagar de Azeite	5,1	5,2
Ribeira da Ferreira	5,3	4,0
Ribeira do Vale do Mosqueiro	3,5	4,9
Ribeira do Vale da Agrela	5,8	4,1

3.3.2. Topografia

A bacia hidrográfica do rio Antuã é muito diversa em termos topográficos. Até Madaíl, concelho de Oliveira de Azeméis, o rio Antuã percorre vales com vertentes suaves, mas a jusante desta localidade e até Beduído, concelho de Estarreja, o vale torna-se acentuadamente encaixado. A tectónica hercínica (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000) condiciona todo o relevo da bacia. Os principais responsáveis pelo condicionamento do relevo são os arqueamentos e depressões deste sector em cadeia e

as principais falhas originárias da mesma época temporal, com direcções NW-SE a NNW-SSE e NE-SW a NNE-SSW que, juntamente com outras condicionantes, conferem traços morfológicos-hidrográficos relevantes para a região (Moura, 2000).

Entre Alagoas e Nabais, muito próximo do limite entre a bacia do rio Antuã e do rio Caima, registam-se altitudes na ordem dos 500-600m de altitude. As costas mais elevadas situam-se na Serra Grande, com uma altitude máxima de 638m. Entre Milheirós de Poiares e Pindelo, com uma direcção de NW-SE, existem algumas elevações de relevo, tais como, serra dos Esporões (393m), serra do Outeiro (403m), Serra do Pindelo (444m) e serra do Pereiro (515m). A Sul de Cesar-Fajões, a bacia estende-se entre cotas de 300-350m, constituindo os cimos aplanados a ocidente do rio Caima. Estes cimos findam abruptamente na arriba fóssil a sul da Branca até Pinheiro da Bemposta (Pereira et al., 1980, in Moreno, 2000). Por fim, a bacia caracteriza-se por terrenos de baixa altitude que ocupam uma larga área. Junto a Beduído, o rio percorre troços encaixados e rectilíneos, que devido à fracturação mudam bruscamente de direcção. No sentido Oeste de Estarreja, o rio entra numa zona de planície aluvionar, fazendo parte do designado Baixo Vouga (Moreno, 2000).

3.3.3 Clima

A região da bacia do rio Antuã tem um clima variado, fazendo-se notar as evidentes diferenças entre o litoral e o interior. Os valores máximos de precipitação ocorrem nas zonas montanhosas da sub-bacia do rio Ínsua, sendo superiores a 1800 mm/ano, enquanto os valores mais baixos de precipitação se registam na zona de Estarreja, geralmente inferiores a 1100 mm/ano (Loureiro & Macedo, 1986, in Moreno, 2000). A precipitação média compreendida entre os anos hidrológicos 1950/1951 e 1979/1980 foi de 1545 mm (Teixeira, 1995, in Moreno, 2000).

A temperatura é mais elevada nas zonas mais baixas, próximo do litoral, e mais baixas nas zonas de cota mais alta, situadas mais para o interior. Assim, as temperaturas médias são de 14°C para o litoral e 10°C para o interior (Comissão Nacional do Ambiente, 1974, in Moreno, 2000).

A distância à costa determina as diferenças registadas ao nível da humidade relativa, bem como a localização dos principais relevos e as direcções das massas de ar oceânicas. No litoral, a humidade relativa apresenta valores, normalmente, superiores a

80% e nas regiões mais para interiores esses valores estão compreendidos entre 70 e 75% (Comissão Nacional do Ambiente, 1974, in Moreno, 2000).

A zona litoral tem predominância de ventos de NW e N, enquanto no interior os ventos são de W e de NE (Comissão Nacional do Ambiente, 1974, in Moreno, 2000).

3.3.4 Solo e vegetação

O solo é um sistema dinâmico, com inúmeras funções e importância. É fundamental no equilíbrio de sistemas ecológicos naturais e agrícolas e funciona como filtro de contaminantes e poluentes, apresentando um importante mecanismo de armazenamento e transformação, e é igualmente importante para o suporte das relações homeostáticas entre os ambientes abióticos e bióticos. (Kabata-Pendias, 1993, Alloway, 1995, in Moreno, 2000).

A classificação dos solos da bacia hidrográfica do rio Antuã pode ser estabelecida de acordo com as zonas geomorfológicas (Rogado et al., 1993, in Moreno, 2000). No interior da bacia, ocupadas pelas intrusões graníticas e pelo “Complexo Xisto-Grauváquico” e séries metamórficas, os solos são classificados como solos litólicos húmicos de materiais gnaissóides, variando essencialmente entre xistóides e granitóides, sendo em regra menos espessos nas zonas de declive mais acentuado. Em áreas mais aplanadas, os solos apresentam normalmente uma maior espessura, podendo ser mais desenvolvidos e revelando um determinado grau de argiluviação e uma cor mais avermelhada. Verifica-se também a presença de depósitos sedimentares mais recentes que, sendo menos espessos, podem dar origem a solos igualmente litólicos húmicos ou argiluvitados húmicos (Rogado et al., 1993, in Moreno, 2000). A norte da bacia, mais próximo do seu extremo, existem alvéolos ou zonas quase fechadas, destacando-se Fajões e Romariz (Rogado et al., 1993, in Moreno, 2000). Nas áreas predominantemente aluvionares marcam presença os aluviossolos, normalmente de textura média e apresentando hidromorfismo variável ao longos das principais massas de águas. Em cursos de águas secundários, os solos revelam, por vezes, a acumulação de material coluviado, originando coluviossolos, ou solos de baixa, apresentando geralmente textura média (Rogado, comunicação pessoal, in Moreno, 2000). Os solos litólicos predominam nos terraços médios do Plistocénio (40-50m) e do Pliocénico (60-70m) e são geralmente húmicos, de materiais não consolidados de textura mediana que

podem estar associados a solos argiluvitados. A 30-40m encontra-se o terraço que apresenta, em regra, depósitos sedimentares de textura grosseira, com maior abundância para os pedregosos, e que originam solos litólicos, normalmente húmicos. Nos terraços mais altos tais como, 80-90m, 100-110m e 120-130m, apresentam solos argiluvitados vermelhos de materiais inconsolidados assentes em xisto, sendo os dois terraços mais altos pertencentes ao Pliocénico (Rogado et al., 1993, in Moreno, 2000).

A Sul, a bacia apresenta aluviões com maior expressão, em Beduído, com predominância dos aluviosolos modernos, não calcários e de textura mediana, até Estarreja. A sul desta cidade, existe um alargamento da faixa aluvionar, existindo uma mistura entre estes solos modernos e os solos halomórficos de salinidade moderna e com textura mediana, típicos da região do Baixo Vouga Lagunar (Rogado et al., 1993, in Moreno, 2000).

A agricultura não é influenciada pelos solos litólicos, mas, por contradição, é influenciada pelos aluviosolos modernos (Rogado et al., 1993, in Moreno, 2000). Estes solos apresentam excelentes potencialidades agrícolas devido à sua elevada capacidade de uso, Bh ou Ah, mas os elevados riscos de inundação e a presença de um lençol freático relativamente próximo da superfície, condicionam a sua utilização agrícola (Moreno, 2000). Por sua vez, os solos halomórficos de salinidade moderada têm uma capacidade de uso Bh ou Ch (Rogado et al., 1993, in Moreno, 2000). As classes A, B e C são susceptíveis de “utilização agrícola e outras” enquanto a subclasse h identifica o risco de ocorrência de excesso de água no solo (Rogado et al., 1993, in Moreno, 2000).

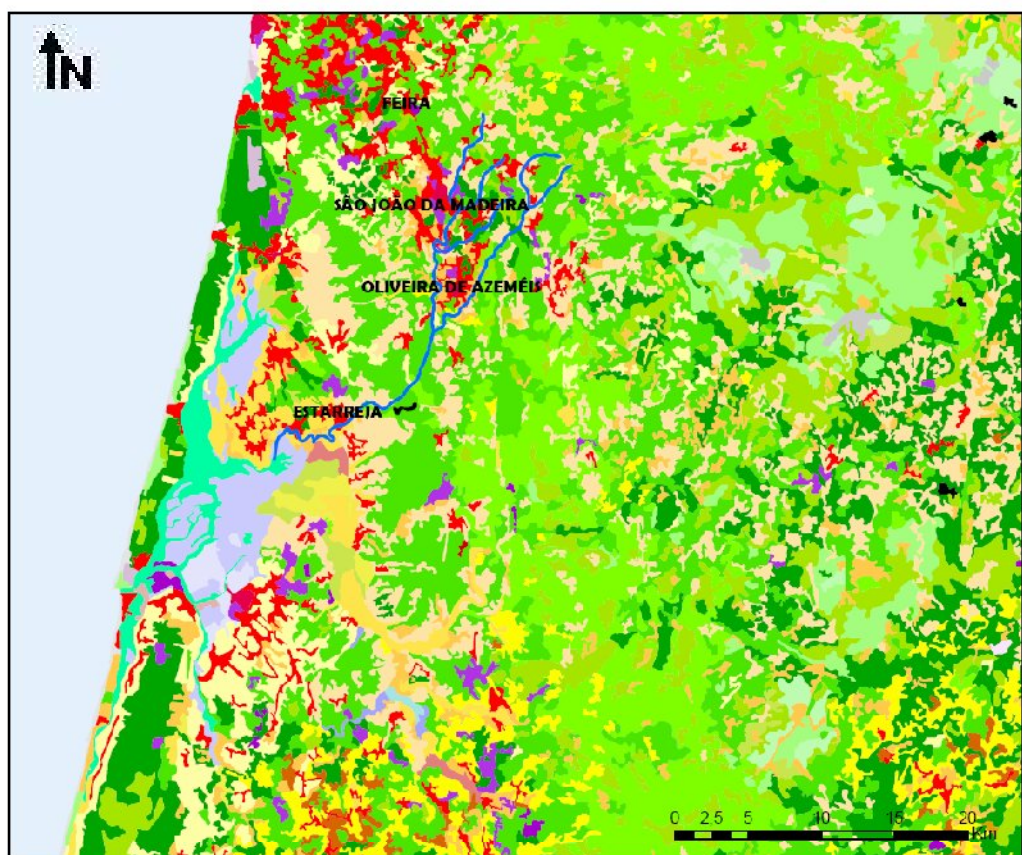
A policultura intensiva domina no panorama agrícola da região de Aveiro, a norte do rio Vouga, com predominância das culturas de milho e feijão em culturas de regadio e das culturas forrageiras de azevém, ferrejos e, por vezes, nabal. Como cultura subordinada e secundária aparecem as vinhas e os produtos hortícolas, respectivamente. As culturas de milho e forragens em regime de regadio ou de sub-irrigação são as mais comuns nos terrenos aluvionares. De realçar também a presença de áreas consideráveis de pastagens permanentes (Rogado, 1987, in Moreno, 2000).

Ao longo da bacia do rio Antuã existem áreas consideráveis que não são cultivadas e que na sua maioria têm plantações de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) e eucalipto (*Eucalyptos spp.*), estando associada a estas a presença de vegetação espontânea, com predominância de gramíneas, ericáceas, leguminosas e hipolepidáceas (Pereira, 1989, in Moreno, 2000). Nas zonas mais a litoral, as espécies arbóreas mais abundantes são o

amieiro (*Alnus glutinosa*) e o salgueiro (*Salix alba*), sendo também visíveis choupos (*Populus nigra*, *Populus alba*), freixos (*Fraxinus angustifolia*) e ulmeiros (*Ulmus minor*) (Rogado, 1985, in Moreno, 2000). Nas áreas inundadas são abundantes a tábua (*Tipha latifolia*) e o bunho (*Scirpus lacustris*) em águas doces, e em águas salobras o caniço (*phragmites communis*) e o castanho (*Scirpus maritimus*) e o junco (*Juncus maritimus*) e a morraça (*Spartina marítima*) estão presentes nas águas salgadas junto à foz (Rogado, 1985, in Moreno, 2000).

3.3.4.1 Ocupação do solo

Na figura 5 está representada a ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Antuã e na área vizinha a esta, para que se possa ficar com uma noção das áreas da bacia sujeitas a maior pressão antropogénica. Verifica-se então que, próximo da nascente do rio Antuã a presença humana é baixa, destacando-se a presença de áreas extensas de floresta. Segundo Ferreira (2007, in Silva, 2008), este tipo de ocupação normalmente não é um foco de poluição, tratando-se apenas de uma ocupação que influencia a distribuição da água da chuva, retardando a chegada desta ao solo através de intercepções, escoamento pelos troncos e retenção na camada de restos orgânicos presentes no solo, provocando um atraso na velocidade de água na superfície que contribui para a escorrência superficial. Na bacia destacam-se três zonas de tecido urbano e industrial ao longo do percurso do rio, situados nos três principais aglomerados populacionais: São João da Madeira, Oliveira de Azeméis e Estarreja. Estas zonas são possíveis focos de poluição, podendo resultar numa produção de efluentes residuais urbanos e/ou indústrias com uma influência negativa sobre a qualidade da água. Entre Oliveira de Azeméis e Estarreja, o rio Antuã percorre terrenos de culturas anuais de sequeiro e zonas de floresta, não sendo estas ocupações motivo de maior preocupação ao nível da contaminação do meio hídrico. No troço final, após atravessar Estarreja, o rio entra em zonas de culturas anuais de regadio, que poderão ser fontes de poluição agrícola de tipo difuso. O rio Ínsua, afluente do rio Antuã, está sujeito a uma pressão antropogénica moderada, na medida em que drena a área da bacia de maior altitude e de menor densidade populacional.



Legenda

— Rio Antuã	■ 311 - Florestas de folhosas
■ 111 - Tecido urbano contínuo	■ 312 - Florestas de resinosas
■ 112 - Tecido urbano descontínuo	■ 313 - Florestas mistas
■ 121 - Indústria, comércio e equipamentos gerais	■ 321 - Pastagens naturais
■ 122 - Redes viárias e ferroviárias e espaços associados	■ 322 - Matos
■ 123 - Zonas portuárias	■ 323 - Vegetação esclerofítica
■ 124 - Aeroportos	■ 324 - Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações
■ 131 - Áreas de extracção mineira	■ 331 - Praias, dunas e areais
■ 132 - Áreas de deposição de resíduos	■ 332 - Rocha nua
■ 133 - Áreas em construção	■ 333 - Vegetação esparsa
■ 141 - Espaços verdes urbanos	■ 334 - Áreas ardidas
■ 142 - Equipamentos desportivos e de lazer	■ 335 - Neves eternas e glaciares
■ 211 - Culturas anuais de sequeiro	■ 411 - Pântanos
■ 212 - Culturas anuais do regadio	■ 412 - Turfeiras
■ 213 - Arrozais	■ 421 - Sapais
■ 221 - Vinhas	■ 422 - Salinas
■ 222 - Pomares	■ 423 - Zonas intertidais
■ 223 - Olivais	■ 511 - Linhas de água
■ 231 - Pastagens	■ 512 - Planos de água
■ 241 - Culturas anuais associadas às culturas permanentes	■ 521 - Lagunas litorais
■ 242 - Sistemas culturais e parcelares complexos	■ 522 - Lstuários
■ 243 - Agricultura com espaços naturais	■ 523 - Mar e oceano
■ 244 - Sistemas agro-florestais	

Figura 5. Ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Antuã e área circundante, a partir da informação digital CORINE LAND COVER 2000 (Adaptado de IA; 2000).

3.4 Caracterização socioeconómica

3.4.1 Ocupação demográfica

A bacia hidrográfica do rio Antuã apresenta características naturais propícias à fixação populacional e, por outro lado, o Homem tem vindo a criar condições que facilitaram a ocupação gradual do território.

Em termos de acessibilidades, a bacia hidrográfica apresenta vias de comunicação que contribuíram para a fixação humana e criaram também condições para o desenvolvimento urbano e industrial verificado na região. A linha ferroviária do Vouga atravessa os concelhos pertencentes à bacia do rio Antuã, tais como: Santa Maria da Feira, São João da Madeira, Oliveira de Azeméis e Albergaria-a-Velha. A linha ferroviária do Norte atravessa o concelho de Estarreja e, através de vias rodoviárias, existem acessos de boa qualidade para os outros concelhos. Destaca-se a auto-estrada do Norte A1, que atravessa Estarreja e tem acessos aos outros concelhos, a auto-estrada A29, que atravessa Estarreja, Santa Maria da Feira e, num futuro próximo, Albergaria-a-Velha. A estrada nacional EN1 atravessa São João da Madeira, Oliveira de Azeméis e Albergaria-a-Velha.

Dos concelhos que se encontram na bacia hidrográfica do rio Antuã, destacam-se Oliveira de Azeméis, São João da Madeira e Estarreja. Estes três concelhos merecem maior atenção devido ao seu desenvolvimento urbano e industrial, bem como à sua localização na bacia. Na tabela 2 estão apresentados os dados relativos à população, área e densidade populacional destes três concelhos.

Tabela 2. Distribuição da população por concelhos (Anuário Estatístico da Região Norte, 2007; Anuário Estatístico da Região Centro, 2008).

Concelhos	Habitantes	Área (km²)	Densidade Populacional (hab/km²)
Oliveira de Azeméis	70699	163,50	432
São João da Madeira	21022	7,90	2661
Estarreja	28217	108,20	261

A densidade populacional é um dado meramente estatístico, pois não permite tirar conclusões sobre a dispersão da população devido a ter em conta a área total.

3.4.2 Actividades económicas

Como é sabido, as actividades económicas agrupam-se em três sectores: primário, secundário e terciário. O sector primário inclui a agricultura, pecuária, actividades extractivas e exploração florestal. Por sua vez, o sector secundário engloba a produção industrial e agro-industrial, bem como as indústrias de transformação, construção e equipamentos. As actividades de turismo, lazer e recreio, assim como os serviços, fazem parte do sector terciário. A tabela 3 apresenta a distribuição da população activa pelos diferentes sectores económicos.

Tabela 3. Distribuição da população activa pelos sectores de actividades económicas, para os principais concelhos da bacia do rio Antuã (Anuário Estatístico da Região Norte, 2007; Anuário Estatístico da Região Centro, 2008).

	Indicadores da actividade económica (%)		
	<u>Primário</u>	<u>Secundário</u>	<u>Terciário</u>
Entre Douro e Vouga	2,6	60,9	36,5
Estarreja	4,3	49,5	46,2

A forte presença da indústria é marcada pela predominância do sector secundário, sendo de destacar a indústria de transformação de lacticínios de Oliveira de Azeméis e a indústria de calçado de São João da Madeira, presentes entre Douro e Vouga, e a indústria transformadora de Estarreja.

3.5 Infra-estruturas de saneamento básico

O Sistema Municipal da Ria de Aveiro (SIMRIA) é uma solução integrada para a recolha, tratamento e deposição final de efluentes líquidos. De entre os concelhos abrangidos por este sistema, destacam-se Albergaria-a-Velha e Estarreja, que são os únicos pertencentes à bacia do rio Antuã. De acordo com a tabela 5 é possível caracterizar a situação geral da bacia do rio Antuã em relação ao saneamento.

Tabela 4. População servida por infra-estruturas de saneamento básico (Anuário Estatístico da Região Norte, 2007; Anuário Estatístico da Região Centro, 2008).

Concelhos	<u>População servida (%)</u>		
	Sistemas públicos de abastecimento de águas	Sistema de drenagem de águas residuais	Estações de tratamento de águas residuais (ETAR)
Oliveira de Azeméis	54	45	22
São João da Madeira	100	100	100
Estarreja	100	71	47

O concelho de São João da Madeira apresenta uma cobertura total da sua área em relação ao abastecimento e saneamento. A sua reduzida área contribuiu certamente para que já se tenham alcançado estes valores. O concelho de Estarreja apresenta a totalidade da sua área abrangida por abastecimento de água, mas o sistema de saneamento revela-se ainda insuficiente, nomeadamente no que se refere ao tratamento de efluentes. Oliveira de Azeméis é, destes três, o concelho com uma situação mais precária, denotando problemas quer ao nível do abastecimento quer do saneamento. A ETAR do Salgueiro, situada na Aguincheira, concelho de Oliveira de Azeméis, recebe águas residuais provenientes deste concelho e ainda do concelho vizinho de São João da Madeira. No concelho de Oliveira de Azeméis existe ainda outra ETAR, situada em Ossela, mas que se destina ao tratamento de águas residuais de Vale de Cambra. De um modo geral, e exceptuando o concelho de São João da Madeira, a bacia hidrográfica do rio Antuã apresenta uma situação preocupante, com níveis de atendimento de saneamento ainda longe do desejável. Refira-se ainda que, em muitos casos, as águas residuais que não são encaminhadas para as redes de drenagem são recolhidas em fossas colectivas, em grande parte com problemas de dimensionamento e de manutenção, o que se traduz em inúmeras fontes tóxicas de poluição dispersas pela bacia, mas com especial incidência no concelho de Oliveira de Azeméis.

Capítulo 4

Plano de Monitorização

Capítulo 4 – Plano de Monitorização

4.1 Parâmetros medidos e objectivos de monitorização associados

O plano de monitorização desenhado para dar resposta aos objectivos deste trabalho contemplou a caracterização de parâmetros hidromorfológicos, que podem condicionar a distribuição da fauna aquática, parâmetros organolépticos, parâmetros físico-químicos e parâmetros hidrobiológicos.

Os parâmetros hidromorfológicos considerados foram: velocidade de escoamento, profundidade do leito e largura.

Em cada local de amostragem foram analisados alguns parâmetros organolépticos, tais como: cheiro, cor e aspecto estético. Estes parâmetros resultam da impressão e do aspecto das amostras e do local de amostragem, como por exemplo, a vegetação presente nas margens e o uso dos solos.

Os parâmetros físicos não são indicadores absolutos da qualidade da água e os seus valores podem variar consideravelmente em função das condições específicas da água e do tipo de escoamento. Como as suas variações podem ser muito significativas, um reduzido número de parâmetros pode ser suficiente para determinar zonas sujeitas a poluição. Os parâmetros físicos seleccionados foram: temperatura, condutividade e sólidos suspensos totais e solúveis (SST e SSV, respectivamente). A temperatura condiciona a actividade dos organismos, afectando a velocidade das reacções químicas que se dão ao nível dos seres vivos, e influi na solubilidade do oxigénio presente na água. A condutividade traduz de uma maneira geral, o grau de mineralização da água e avalia a facilidade com que uma determinada substância se deixa atravessar pela corrente eléctrica. Os metais e as soluções de sais ionizáveis, quando dissolvidas na água, têm a capacidade de conduzir corrente e quanto maior for o conteúdo em iões na água maior será a sua condutividade. Nas águas naturais a condutividade pode ser relacionada com a geologia do meio atravessado, a drenagem de águas subterrâneas e os efluentes em geral. Os sólidos suspensos são parâmetros característicos em linhas de águas que drenam zonas agrícolas e águas de irrigação e descargas de águas residuais industriais. Os sólidos suspensos condicionam negativamente a penetração da luz, eliminando assim plantas aquáticas, e afectam igualmente a actividade respiratória de peixes e outros seres vivos. A determinação dos sólidos suspensos voláteis permitem

verificar a ordem de grandeza da carga orgânica presente no rio, que pode ser proveniente da presença de algas, de fragmentos orgânicos e de descargas de efluentes.

A selecção dos parâmetros químicos a analisar teve em atenção os objectivos do trabalho e os recursos disponíveis. Os parâmetros químicos indicativos seleccionados foram o CBO_5 , OD e o pH, enquanto os químicos nutrientes foram o nitrato, azoto amoniacal e fósforo total. O controlo destes parâmetros é importante na identificação de: descargas de águas residuais domésticas (CBO_5 e fósforo total); sistemas em risco de eutrofização (nitrato, azoto amoniacal, fósforo total); linhas de água que drenam zonas agrícolas e águas de irrigação (nitrato); e descargas de águas residuais industriais (CBO_5). O pH é um importante parâmetro pois, com a descarga de efluentes ácidos ou alcalinos, pode alterar e ser um factor importante de toxicidade. Um dos parâmetros mais importantes é o Oxigénio dissolvido (OD), pois uma carga orgânica suficiente, juntamente com algumas condições de escoamento favorável (escoamento calmo e águas profundas), podem originar condições anóxicas e, pela ausência ou diminuição de oxigénio dissolvido na água, inviabilizar a existência de formas de vida aquática e impossibilitar o uso da água para determinados fins (Matos, 1985). Os parâmetros químicos são os indicadores mais importantes na caracterização da qualidade da água, pois permitem classificar o estado de uma água, caracterizar o grau de contaminação e a natureza dos contaminantes, detectar situações de aumento de contaminação e identificar as fontes que estão na sua origem (Cerqueira, 2008).

A diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentónicos permite avaliar os impactes ambientais de descargas pontuais de efluentes industriais, urbanos e domésticos, pois são organismos muito susceptíveis a variações de qualidade da água. Assim, não só é dada uma resposta à presença de poluentes, como também é avaliada a forma como estes interagem com a fauna aquática (Piedras et al, 2005). A abundância destes organismos permite calcular diversos índices, entre os quais: medidas de composição, índices de diversidade, semelhança e qualidade da água. Estes índices permitem avaliar, de uma forma mais global, a qualidade da água e analisar possíveis diferenças entre locais de amostragem.

O enriquecimento das massas de águas em nutrientes, processo denominado de eutrofização, pode causar a proliferação excessiva de plantas aquáticas e algas. O conhecimento da concentração de clorofila *a* permite obter indicações da biomassa de fitoplâncton (Esteves, 1998). O mecanismo base do processo de eutrofização é o

crescimento e proliferação de plantas aquáticas, resultado da utilização de nutrientes disponíveis na fotossíntese. O processo de eutrofização, em condições normais, é muito lento e as quantidades de nutrientes disponíveis são relativamente diminutas. As acções antropogénicas estão associadas ao aumento de nutrientes, o que se reflecte no agravamento dos fenómenos de eutrofização (Metcalf & Eddy, 1995; Varennes, 2003). As fontes mais comuns são os arrastamentos de fertilizantes dos campos agrícolas, os efluentes industriais, urbanos e domésticos, e a desflorestação (Vasconcelos et al., 2002). Para a avaliação do estado de eutrofização, são considerados os parâmetros: fósforo, azoto e clorofila *a*.

4.2 Amostragem

4.2.1 Locais de amostragem

A selecção dos pontos de amostragem resultou de um compromisso entre o que se gostaria de realizar para se obter informação pormenorizada sobre a qualidade da água em toda a bacia do rio Antuã e as disponibilidades materiais e humanas para a realização deste trabalho. Assim sendo, e tendo como suporte estudos anteriores sobre a qualidade da água superficial nesta bacia, mencionados no capítulo 1, entendeu-se que se deveria dar uma atenção especial ao curso de água principal do rio Antuã, onde se situam os principais focos de poluição, e ao seu principal afluente, o rio Ínsua. Foram então seleccionados 7 locais de amostragem para os quais havia já informação sobre a qualidade da água em termos físico-químicos (Cerqueira et al., 2008) e que, simultaneamente, possibilitavam um acesso seguro ao leito do rio para a recolha de amostras da comunidade de macroinvertebrados bentónicos. Este facto é relevante, pois esta amostragem tem que ser realizada no leito do rio, não havendo a possibilidade de uma recolha indirecta a partir de uma ponte, como muitas vezes acontece para a colheita de amostras destinadas a análises físico-químicas.

Na figura 6 é apresentada a localização dos locais de amostragem e no anexo A é apresentada uma tabela que resume de forma geral os locais de amostragem, tanto a montante como a jusante. Igualmente em anexo, estão descritas as coordenadas para cada local de amostragem.

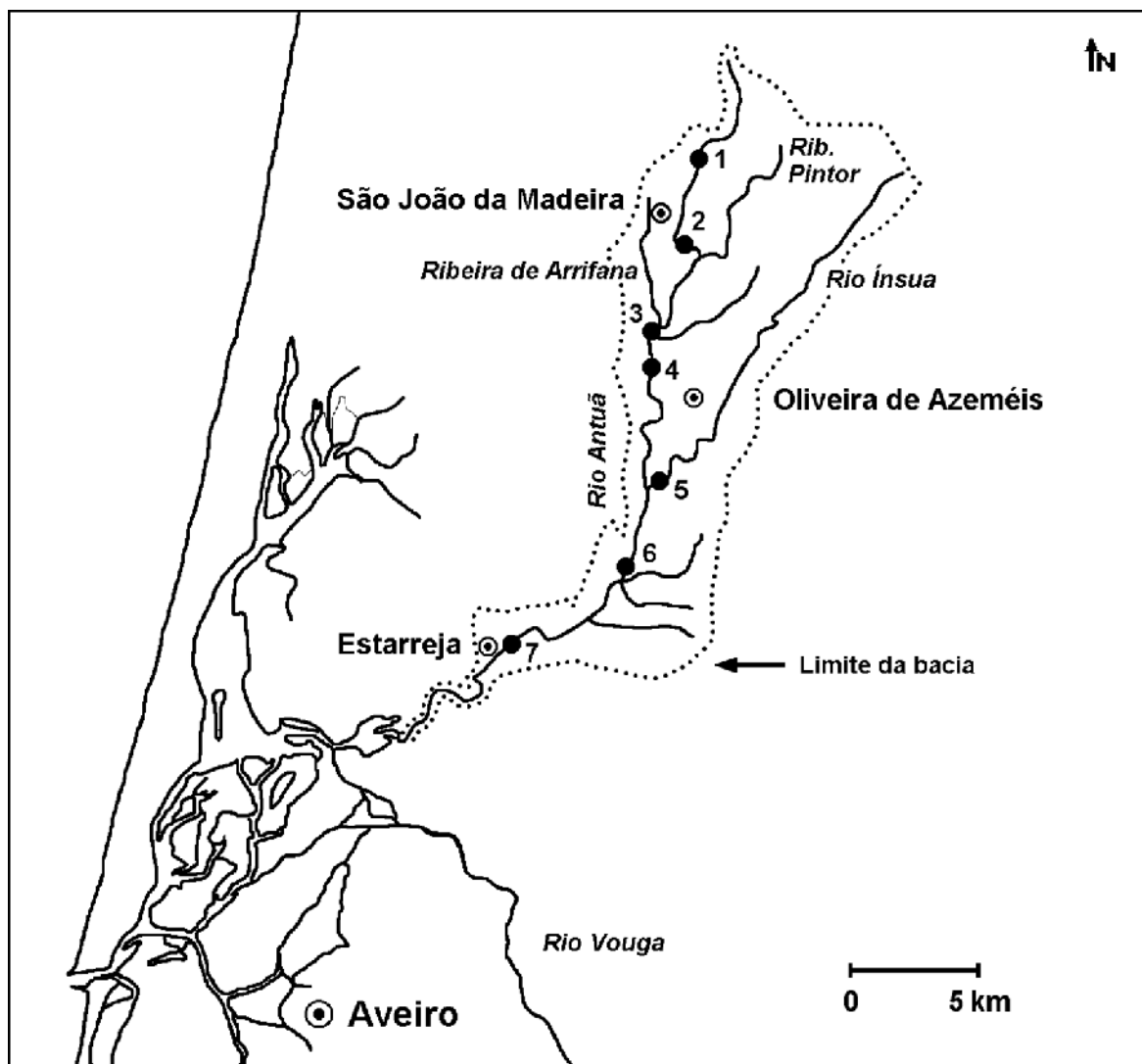


Figura 6. Localização dos locais de amostragem. 1- Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.

Os locais seleccionados foram os seguintes: o local 1, situado em Milheirós de Poiães, tido como ponto de referência, permitiu obter dados para uma caracterização do estado da qualidade da água do rio Antuã no seu troço inicial, ainda antes de sofrer o impacto de descargas directas de águas residuais; o local 2 situa-se em São João da Madeira, a sudoeste da cidade e a jusante de uma pequena zona industrial, visando assim verificar o impacto das actividades presentes na cidade na qualidade da água do rio; o local 3 situa-se em Ferral, a jusante da confluência da ribeira de Arrifana, que atravessa a cidade de São João da Madeira, e da ribeira do Pintor, a qual atravessa uma antiga mina, o que permite uma avaliação do impacto destas fontes na qualidade da água do rio Antuã, e a montante da ETAR do Salgueiro; o local 4 localiza-se em

Aguincheira, a jusante da ETAR do Salgueiro, verificando-se assim possíveis impactes das descargas dos seus efluentes; o local 5 situa-se em Ul, no rio Ínsua, permitindo avaliar o estado da qualidade da água deste rio depois de drenar uma área da bacia onde a densidade populacional é mais baixa e as pressões sobre os recursos hídricos menores; o local 6 situa-se na Minhoteira e foi seleccionado para avaliar a qualidade do rio Antuã, após a confluência com o rio Ínsua; por último, o local 7, situado no troço final do rio Antuã, em Estarreja, teve como propósito avaliar a capacidade de auto depuração do rio e caracterizar a qualidade da água que vai confluir com a Ria de Aveiro.

4.2.2 Datas de amostragem

Foram realizadas duas campanhas de amostragem, nos dias 14 de Novembro de 2008 e 20 de Março de 2009. Estas campanhas procuraram abranger estações do ano bem diferenciadas, a fim de ser possível obter uma análise global do estado da qualidade da água, nomeadamente tendo em conta a sua variabilidade sazonal, avaliando as características hidromorfológicas, hidroquímicas e hidrobiológicas. Não se realizou qualquer campanha preliminar, dado que existia já um bom conhecimento do terreno e das metodologias aplicadas neste tipo de estudos por parte da equipa que orientou este trabalho. As campanhas de monitorização tiveram início ao princípio da manhã, para assim se garantir que no período da tarde se dispensaria algum tempo para o processamento de amostras e início das determinações analíticas dos parâmetros mais instáveis.

4.3 Parâmetros hidromorfológicos

A caracterização hidromorfológica da bacia hidrográfica do rio Antuã baseou-se na determinação das condições do regime hidrológico e morfológico. O regime hidrológico consistiu na determinação das condições de escoamento, condições meteorológicas e estimativa de caudal e o regime morfológico consistiu na análise visual das características morfológicas da bacia.

4.3.1 Regime hidrológico

4.3.1.1 Caudais e condições de escoamento

Foram medidas a velocidade de escoamento, a largura e a profundidade do leito do rio, neste último caso medida ao longo da secção de vazão em intervalos de 1m. Para a medição da velocidade, na amostragem do dia 14 de Novembro de 2008, estava previsto usar um medidor de velocidade (m/s) (modelo FP 101 *Global Water Flow Probe*), mas, por avaria parcial do instrumento, estimou-se a velocidade da corrente por medição do tempo que um fragmento de madeira demorava a percorrer uma determinada distância. Para a amostragem do dia 20 de Março de 2009 a medição efectuou-se normalmente, com o auxílio do respectivo medidor. Apesar da avaria na primeira amostragem, o mesmo instrumento foi usado nas duas amostragens para medir a profundidade. A velocidade foi medida num único ponto, optando-se sempre, que possível, por um ponto central do leito. Para o cálculo do caudal, usaram-se os dados da velocidade, largura e profundidade rio. Assumiu-se que a velocidade era constante em toda a largura do rio, de forma a obter-se o valor máximo possível para o caudal, tendo em conta que a velocidade foi medida no ponto em que aparentava ser mais elevada. Para um cálculo mais rigoroso, seria necessário medir a velocidade em vários pontos, a fim de se obter um perfil de velocidades. Contudo, este parâmetro serviu apenas para se ter uma ideia das diferenças de caudal entre os vários locais, não tendo sido utilizado em nenhum cálculo, não tendo assim, interferência com os demais resultados obtidos. Este procedimento não foi realizado no local de amostragem 4 (Aguincheira), por motivos de segurança.

4.3.1.2 Condições meteorológicas

Os dados meteorológicos usados para este estudo foram recolhidos no Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) para a estação de Castelo de Burgães. Esta estação localiza-se na bacia do rio Vouga, numa zona que drena para a sub-bacia do rio Antuã. Foram considerados os valores de precipitação média diária entre Outubro de 2008 e Março de 2009, assim como valores médios da temperatura do ar para o mesmo período de tempo. Embora a primeira campanha de amostragem tenha sido realizada em meados de Novembro, foram englobados no estudo os dados meteorológicos de Outubro, para ser possível uma melhor interpretação dos resultados desta campanha. Estes dados permitiram assim obter informação importante no estudo

das condições de escoamento do rio, da diversidade dos macroinvertebrados bentónicos e da evolução dos parâmetros físico-químicos analisados.

4.3.2 Características morfológicas

Através da análise visual, foram registadas as características morfológicas: tipo de vegetação ripícola, presença ou ausência de vegetação aquática, tamanho e tipo de substrato inorgânico e orgânico. O substrato inorgânico foi classificado de acordo com a metodologia recomendada pelo Instituto da Água (INAG, IP, 2008): blocos (> 256mm), pedras (64-256mm), cascalho (2-64mm) e areias/siltes/argilas (< 2mm).

4.4 Parâmetros físico-químicos

A análise da qualidade química da água superficial do rio Antuã envolveu medições *in situ* e no laboratório.

4.4.1 Recolha de amostras e medições no campo

No campo efectuaram-se algumas medições de parâmetros físico-químicos, tais como, oxigénio dissolvido, condutividade e temperatura. Para a medição do oxigénio dissolvido utilizou-se um medidor WTW modelo Oxi 330i, registando-se igualmente a temperatura, e para a medição da condutividade utilizou-se um condutivímetro WTW modelo Cond 330i. A condutividade fornecida pelo aparelho encontrava-se normalizada para uma temperatura de 25°C. Para efeitos de comparação com o valor limite expresso na legislação, referido a uma temperatura de 20°C, efectuou-se uma correcção dos valores segundo a equação (1):

$$C = C_m \times \frac{1}{(0,019 \times (t - 20) + 1)} \quad (1)$$

sendo C a condutividade a 20°C, C_m a condutividade medida com o condutivímetro (que corresponde a 25°C) e t a temperatura de 25°C.

De seguida, foi recolhida directamente do leito do rio, uma amostra de 2L para uma garrafa de polietileno lavada previamente com ácido, a qual se destinou à análise da carência bioquímica de oxigénio (CBO_5 , em mgO_2/L), pH, teor de sólidos suspensos totais e voláteis (respectivamente SST e SSV, em mg/L), nitratos (mg/L), azoto amoniacal (mg/L) e fósforo total (mg/L). As amostras foram transportadas para o laboratório, em caixas térmicas com acumuladores para garantir as condições ideais de refrigeração e transporte.

4.4.2 Métodos laboratoriais

No laboratório, após o regresso do trabalho de campo, procedeu-se à separação das amostras para as posteriores análises químicas. Transferiram-se então 40 ml de amostra para a análise de nitrato, 200 ml para a determinação de fósforo total e 400 ml para a análise de azoto amoniacal, para frascos de vidro com 100 ml, 250 ml e 500 ml, respectivamente. Após a separação, conservaram-se as amostras de acordo com procedimentos normalizados (Eaton et al., 1995): para a determinação de nitratos foram congeladas a $-15\text{ }^\circ\text{C}$, para a análise de fósforo total foram acidificadas com 0.2 ml de HCl concentrado e para a determinação de azoto amoniacal foram acidificadas com 0.4 ml de H_2SO_4 concentrado. Os frascos para as determinações do fósforo total e azoto amoniacal foram colocados no frigorífico até à data da realização das análises, tendo as mesmas sido realizadas até um mês após a colheita.

O método utilizado para a determinação do CBO_5 foi o método manométrico. O pH foi medido no laboratório com o auxílio de um medidor de pH WTW, modelo 323. Os sólidos suspensos foram determinados por gravimetria, após filtração de um volume adequado de amostra, seguida de uma secagem na estufa para quantificação dos sólidos suspensos totais (SST) e uma posterior ignição na mufla para volatilizar parte dos sólidos e assim se proceder à determinação dos sólidos suspensos voláteis (SSV). A determinação do fósforo total foi efectuada através do método do ácido ascórbico, após digestão em meio ácido. O método do azul de indofenol, após destilação das amostras foi seguido para a determinação de azoto amoniacal. Em relação ao nitrato, foi determinado por cromatografia iónica (APHA, 1995).

4.4.3 Relação entre parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos podem apresentar uma relação entre si e assim foi estudada a correlação baseada no programa *Fast Statistics 2.0.4*. Com este programa foi possível obter uma matriz de correlação onde o valor de 1 corresponde a uma relação positiva, -1 a uma relação negativa e 0 a inexistência de relação entre as variáveis.

4.4.4 Caracterização do estado trófico

Os critérios aplicados para a avaliação do estado trófico do rio Antuã e do troço final do rio Ínsua, principal afluente do rio em estudo, foram os sugeridos por Dodds et al. (1998) e encontram-se descritos no anexo B.

4.5 Dados hidrobiológicos

Em cada local de amostragem foram recolhidas amostras representativas para uma posterior análise laboratorial.

4.5.1 Recolha de amostras

Posteriormente às medições físico-químicas realizadas *in situ*, procedeu-se, no mesmo local, à recolha de uma amostra de 1,5 L, numa garrafa de plástico, para análise das clorofilas. Após a recolha desta amostra, foi realizada uma amostragem de macroinvertebrados bentónicos, segundo o protocolo de amostragem elaborado pelo Instituto da Água (INAG, IP, 2008). Em todos os pontos de amostragem recolheram-se amostras de macroinvertebrados após arraste de 1m nos diferentes *habitats* existentes, numa área total de amostragem de 0,25 m². A colheita foi realizada com uma rede de 500µm, tendo em atenção a retirada dos substratos de maiores dimensões, lavando-os cuidadosamente para dentro da rede, a fim de evitar a perda de organismos. As amostras foram recolhidas para recipientes de plástico, as quais foram transportadas em caixas térmicas com acumuladores, com o intuito de se atingirem as condições ideais de refrigeração e transporte.

4.5.2 Métodos laboratoriais

O procedimento laboratorial para medição das clorofilas baseou-se na norma portuguesa NP 4327 (1996). Esta norma refere-se à qualidade da água, nomeadamente, ao doseamento da clorofila *a* e dos feopigmentos por espectrometria da absorção molecular, segundo o método de extracção com acetona. Cada amostra foi filtrada e sujeita à extracção da clorofila *a* e dos feopigmentos em acetona a 90% (V/V). Posteriormente, efectuaram-se as leituras das absorvâncias nos comprimentos de ondas indicados pela norma, antes e depois da acidificação. O cálculo das concentrações de clorofila *a* e dos feopigmentos foi efectuado de acordo com a equação monocromática de Lorenzen.

Em relação aos macroinvertebrados bentónicos, o procedimento em laboratório foi igualmente baseado no protocolo de amostragem do Instituto da Água (INAG, IP, 2008). No dia da campanha, após chegada ao laboratório, as amostras dos macroinvertebrados foram fixadas com uma solução de álcool a 70%. Posteriormente, procedeu-se à triagem e a uma classificação grosseira para separar os macroinvertebrados pelas respectivas Ordens ou Classes. Todas as triagens foram antecedidas por uma lavagem em água corrente de uma pequena porção de amostra num crivo de 500µm. Finalmente, a identificação foi efectuada com o auxílio de uma lupa *Olympus Optical Model S2X-ILLB200* e baseada no *Family-Level Key to Stream Invertebrates of Maryland and Surrounding Areas* (Ehrlich & Steele, 2003) e no *Introduction à L'étude des Macroinvertébrés des Eaux Douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique)* (Tachet et al., 1980).

4.5.3 Interpretação de resultados

Para sumariar os dados obtidos e proceder à sua interpretação, foram calculados diferentes índices caracterizadores da comunidade de macroinvertebrados. Os procedimentos usados para o cálculo dos índices foram baseados no *Macroinvertebrate Data Interpretation Guidance Manual* (MDIGM) (Lillie e tal., 2003) e nos RBP's (Barbou et al., 1999). Estes índices incluem medidas de composição, índices de diversidade, índices de semelhança, índices de qualidade da água e relações tróficas.

Procedeu-se igualmente a uma análise multivariada, a fim de estabelecer possíveis relações entre as variáveis abióticas e a comunidade de macroinvertebrados.

4.5.3.1 Abundância total e riqueza taxonómica

O estudo da abundância permite uma abordagem global em relação aos organismos presentes nas amostras. Dois conceitos importantes são a abundância total e a riqueza taxonómica. A avaliação destes conceitos é útil para a descrição de cada ponto de amostragem e para a interpretação dos dados biológicos obtidos. A abundância corresponde ao número total de organismos numa amostra, enquanto a riqueza representa o número de *taxa* identificados em cada amostra.

A presença de organismos pertencentes a determinado *taxon* é igualmente uma medida para a caracterização das amostras. As famílias pertencentes às ordens EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*) são constituídas essencialmente por organismos intolerantes a cargas poluentes orgânicas nas massas de água (DEPSM, 2008). A variação destes grupos de organismos permite obter indicações sobre a qualidade da água, sendo a família *Plecoptera* a mais sensível à presença de poluição. Para tal, entende-se que valores elevados de EPT representam massas de água sujeitas a uma menor carga poluente, ou mesmo despoluídas, e uma maior abundância de organismos intolerantes a poluição, enquanto valores diminutos de EPT revelam a existência de um ambiente poluído, marcado por uma maior abundância de organismos tolerantes a ambientes poluídos (Metcalf, 1989). Contrariamente ao índice EPT, foi realizada uma análise com os *taxa* que englobam organismos mais tolerantes a fenómenos de poluição e que têm capacidade para sobreviver a uma maior diversidade de habitats (DEPSM, 2008). Assim, os *taxa* seleccionados foram *Chironomidae*, *Isopoda*, *Oligochaeta* e *Simuliidae*. Para efeitos gráficos posteriores, estes organismos serão identificados como CIOS.

4.5.3.2 Índices de diversidade

Nos índices de diversidade existe a integração de três conceitos: riqueza taxonómica; abundância; e equidade. A equitabilidade representa a distribuição igual dos organismos pelos *taxa* existentes, mostrando assim se os organismos identificados estão distribuídos de forma semelhante pelos *taxa* existentes ou, pelo contrário, se existe maior expressão por parte de um ou vários *taxa* (Metcalf, 1989). Os conceitos de riqueza taxonómica e abundância foram explicados no ponto anterior.

Os índices usados para verificar as alterações na diversidade e equidade nas duas amostragens realizadas foram o índice de *Shannon-Wiener* (H') (Shannon & Wiener, 1963) e o índice de *Pielou* (J') (Pielou, 1984). O índice de *Shannon-Wiener* foi calculado através da equação (2),

$$H' = - \sum_{i=1}^N p_i \ln p_i \quad (2)$$

sendo p_i o quociente entre o número de organismos do *taxa* i e o número total de organismos de uma amostra N . Este índice apresenta valores compreendidos entre 0 e 3, sendo que o valor de 3 representa uma maior diversidade do que o valor 0 (Lydy et al., 2000). O índice de *Pielou*, foi calculado segundo a equação (3),

$$J' = \frac{-H'}{\ln N} \quad (3)$$

sendo H' o valor do índice de *Shannon-Wiener*. Este índice atribui valores entre 0 e 1, medindo o desvio de organismos presentes numa determinada amostra em comparação com outra amostra com igual distribuição dos organismos pelos diferentes *taxa* presentes.

4.5.3.3 Índices de semelhança

Os índices de semelhança permitem comparar a comunidade de macroinvertebrados entre amostras de diferentes locais e, para um mesmo local, comparar as amostras em épocas sazonais distintas. Assim sendo, é possível verificar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados ao longo do percurso do rio em estudo. Foram usados três índices: o índice de *Jaccard* (Jaccard, 1908), o índice de Percentagem de Similaridade (Washington, 1984) e o índice *Pinkham and Pearson* (B) (Lydy et al., 2000). O índice de *Jaccard* (*J*) foi calculado através da equação (4),

$$J = 100 + \frac{T_c}{T_1 + T_2}$$

(4)

onde, T_c é o número total de *taxa* em comum entre duas amostras e T_1 e T_2 são o número total de *taxa* da amostra 1 e 2, respectivamente. O índice de Percentagem de Similaridade (*IPS*) calculou-se segundo a equação (5),

$$IPS = 100 - 0,5 \times \sum \left| 100 \times \left(\frac{n_{1i}}{n_1} - \frac{n_{2i}}{n_2} \right) \right|$$

(5)

sendo, n_1 e n_2 o número total de indivíduos da amostra 1 e 2, respectivamente, e n_{1i} e n_{2i} são o número total de *taxa* *i* da amostra 1 e 2, respectivamente. Estes dois índices podem variar entre 0 e 100, significando o valor de 0 duas comunidades completamente diferentes e o valor de 100 duas comunidades com os mesmos *taxa* (Lydy et al., 2000). O índice B foi calculado de acordo com a equação (6),

$$B = \frac{1}{T} \sum_{i=1}^T \frac{\min(n_{1i}, n_{2i})}{\max(n_{1i}, n_{2i})}$$

(6)

Sendo, n_{1i} e n_{2i} o número total de organismos do *taxa* em comparação da amostra 1 e 2, respectivamente, n_1 e n_2 são o número total de organismos da amostra 1 e 2,

respectivamente, e T é o número total de *taxa* identificados na amostragem. Após o cálculo destes índices foi possível estruturar uma matriz de semelhança.

4.5.3.4 Índices de qualidade da água

Os índices de qualidade da água permitem obter dados em relação ao estado da qualidade da água, classificando-a como excelente, muito boa, boa, aceitável, relativamente fraca, fraca e muito fraca (Armitage et al., 1983; Hilsenhoff, 1988; Lillie et al., 2003). Os índices usados foram o *Family Level Biotic Index* (FBI) (Hilsenhoff, 1988), o *Iberian Biological Monitoring Working* (IBMWP) e o *Iberian Average Score per Taxon* (IASPT) (Armitage et al., 1983).

O índice FBI é calculado segundo a média ponderada da soma dos valores de tolerância em relação ao número total de organismos presentes na amostra (anexo C). Para o cálculo do índice FBI não foram consideradas as amostras com menos de 100 organismos (Lillie et al., 2003). Os valores deste índice estão compreendidos entre 0 e 10, sendo que valores próximos a 0 representam águas com poluição diminuta e valores próximos de 10 de águas com um elevado grau de poluição (Lillie et al., 2003). Ainda no anexo C encontram-se também descritos os intervalos para classificação do estado da água.

Alba-Torcedor & Sánchez-Ortega (1988) adoptaram o índice BMWP para a realidade Ibérica. Surgiu assim o índice IBMWP, onde surgiram novas famílias, mudança de valores e a divisão em cinco classes de qualidade da água com novos limites de poluição. Em 1996, Alba-Torcedor procedeu a uma nova adaptação dos valores para cada família. Este índice permite obter indicações mais reais da qualidade da água para os rios da Península Ibérica. No cálculo do índice IBMWP são atribuídos valores de tolerância compreendidos entre 1 e 10, representantes da sensibilidade dos macroinvertebrados à presença de poluição, sendo 1 altamente tolerante e 10 altamente sensível (anexo D). O valor final é dado pelo somatório dos valores de tolerância e valores do índice IBMWP elevados representam uma melhor qualidade da água do que valores mais diminutos (Brittain & Eikeland, 1988). Na tabela 23 do anexo E estão também descritos os intervalos de valores para a classificação do estado de qualidade da água. O índice IASPT é calculado através da divisão do valor do índice IBMWP pelo número total de *taxa* aos quais foram atribuídos valores de tolerância e a classificação

da água encontra-se descrita no anexo D, de acordo com o índice ASPT. Segundo Armitage et al (1983), este índice minimiza efeitos da variação sazonal e de amostragem.

4.5.3.5 Relações tróficas

Para cada local de amostragem foi realizada uma caracterização da comunidade de macroinvertebrados em relação à sua estrutura trófica. Para tal, considerou-se a abundância relativa de colectores, raspadores, predadores e trituradores. Os colectores são constituídos por filtradores, organismos que se alimentam de matéria orgânica em suspensão, e de agregadores, que são o conjunto de organismos que se alimentam de matéria orgânica acumulada. Por sua vez, os raspadores são os vários herbívoros e detritívoros, cuja alimentação é à base de algas e vegetação aquática. Pertencentes aos trituradores, estão outros herbívoros e detritívoros que se alimentam de matéria orgânica viva ou morta (Lillie et al., 2003). Em suma, os principais factores para a distribuição trófica da comunidade de macroinvertebrados são as vegetações ripícola e aquática, bem como o uso do solo (Tavzes et al., 2006). Assim, a caracterização hidromorfológica de uma massa de água é importante, pois são esses os factores que contribuem com as fontes de nutrientes e detritos orgânicos para o desenvolvimento das comunidades aquáticas (Tavzes et al., 2006).

4.5.3.6 Análise multivariada: Relação entre dados físico-químicos e abundância de macroinvertebrados

Relacionou-se a distribuição das abundâncias das espécies com as variáveis ambientais, efectuando para tal uma análise multivariada utilizando o *software CANOCO for Windows 4.5*. Esta análise é feita com base em ordenações, permitindo assim identificar e avaliar as diferenças entre os vários locais de amostragem e perceber quais as variáveis ambientais mais significativas para as diferenças existentes (Van Den Brink et al., 1998). As variáveis explicativas são representadas quantitativamente por setas, em que a sua orientação e tamanho revelam a relação entre variáveis ambientais e biológicas (se é positiva ou negativa) e a representatividade da variável na explicação da ordenação, respectivamente. A análise gera gradientes sintéticos das matrizes

ambientais e biológicas, que são representadas em *biplots* (variáveis biológicas e ambientais) ou *triplots* (variáveis biológicas, ambientais e locais de amostragem) (Ter Braak & Verdonshot, 1995).

Foi realizada uma análise DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) para avaliar o comprimento do gradiente dos dados biológicos (Van Den Brink et al., 1998). Com base no comprimento do gradiente, verificou-se que os dados biológicos apresentavam uma resposta linear, optando-se então por uma análise de redundância, RDA (*Redundancy Analysis*). A análise de gradiente usada foi a directa, a fim de prever a estrutura subjacente aos dados com base em variáveis explicativas (Van Den Brink et al., 1998). Os dados ambientais considerados foram os seguintes: pH, temperatura, oxigénio dissolvido, condutividade, carência bioquímica de oxigénio, clorofila *a*, azoto amoniacal, nitrato e fósforo total. A base para a construção da matriz biológica foi a abundância relativa de cada família de macroinvertebrados por cada local de amostragem. A estes dados foi aplicada uma transformação logarítmica para se aproximar a uma distribuição normal (Weigel & Roberts, 2007). Para obter as relações entre as famílias de macroinvertebrados e as variáveis ambientais foi usado o teste de permutações de *Monte Carlo* (Leps & Smilauer, 1999). Os gráficos para as duas campanhas de amostragem foram gerados em *triplots*, para ser possível visualizar os dados biológicos e ambientais assim como a identificação de cada local de amostragem.

Capítulo 5

Resultados e discussão

Capítulo 5 – Resultados e discussão

5.1 Dados hidromorfológicos

5.1.1 Regime hidrológico

5.1.1.1 Caudais e condições de escoamento

Nas tabelas 5 e 6 encontram-se resumidos os dados de caudal e das condições de escoamento para as duas campanhas de amostragem. No anexo E estão descritos os perfis de profundidade em cada local de amostragem. O valor de caudal apresentado é o valor máximo de caudal, pois, tal como referido anteriormente, a velocidade foi considerada constante em toda a largura do rio. Analisando as duas tabelas, verifica-se que, da primeira para a segunda amostragem, o caudal aumentou em quase todos os locais de amostragem. Os valores dos caudais calculados encontram-se dentro do intervalo indicado por Matos (1985), exceptuando o caudal do local 1, em Novembro.

Tabela 5. Largura (m), velocidade (m/s) e caudal (m³/s) nos locais de amostragem em 14 de Novembro de 2008.

Locais de amostragem	Largura do leito (m)	Velocidade (m/s)	Caudal (m³/s)
1 - Milheirós de Poiares	4,20	0,17	0,23
2 - São João da Madeira	2,00	0,87	0,30
3 – Ferral	6,00	0,63	0,91
4 – Aguincheira	-	-	-
5 - Ul (rio Ínsua)	10,00	0,16	0,49
6 – Minhoteira	10,00	0,51	1,00
7 – Estarreja	12,50	0,67	1,64

Tabela 6. Largura (m), velocidade (m/s) e caudal (m³/s) nos locais de amostragem em 20 de Março de 2009.

Locais de amostragem	Largura	Velocidade	Caudal (m³/s)
-----------------------------	----------------	-------------------	---------------------------------

	do leito (m)	(m/s)	
1 - Milheirós de Poiares	3,20	0,28	0,42
2 - São João da Madeira	4,00	0,55	0,37
3 – Ferral	8,00	0,42	0,90
4 – Aguincheira	-	-	-
5 - Ul (rio Ínsua)	12,00	0,18	1,02
6 - Minhoteira	12,70	0,54	3,48
7 - Estarreja	12,00	0,69	3,29

5.11.2 Condições meteorológicas

Na figura 7 apresentam-se os valores da precipitação diária para o período compreendido entre 1 de Outubro de 2008 e 31 de Março de 2009. Os dias relativos à realização das campanhas de monitorização estão assinalados por uma seta vermelha. Da análise dos valores da precipitação verifica-se que no início de Outubro até à data da primeira amostragem, a precipitação acumulada foi baixa (102,1 mm). Nos meses de Dezembro, Janeiro e nos primeiros dias de Fevereiro registaram-se episódios frequentes de precipitação, sendo, por vezes, de grande intensidade. Todavia, de 11 de Fevereiro até à data da segunda amostragem ocorreu um período muito seco, com um total acumulado de precipitação de apenas 38,9 mm. Em qualquer dos casos, os trabalhos de campo foram anteceditos de pelo menos três dias secos.

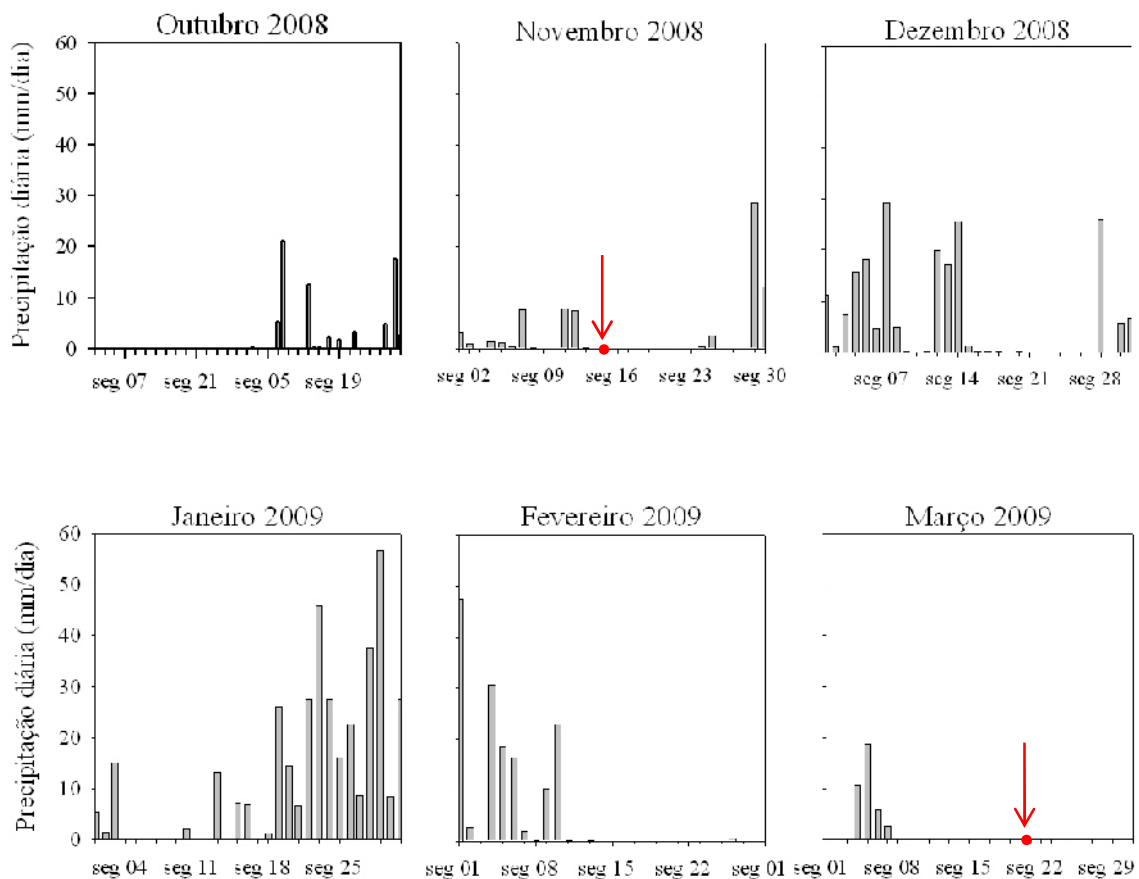









Figura 7. Variação da precipitação diária para o período de tempo entre 1 de Outubro de 2008 e 31 de Março de 2009 (SNIRH, 2008).

5.1.2 Condições morfológicas

Na tabela 7 encontram-se descritas as condições morfológicas registadas durante as duas campanhas de monitorização. De um modo geral as características morfológicas mantiveram-se constantes entre campanhas. A destacar, encontra-se o local Minhoteira, que em Março apresentava um significativo aumento de detritos vegetais ao nível do substrato e uma diminuição das macrófitas no percurso do rio. A vegetação ripícola e o substrato inorgânico não sofreram alterações visíveis no período de tempo em estudo. Na Aguincheira, devido à falta de condições de segurança e à turvação da água não foi possível caracterizar de uma forma mais detalhada o substrato inorgânico.

Tabela 7. Condições morfológicas dos locais de amostragem. 1 - Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Local	Imagem	Vegetação ripícola	Vegetação aquática	Substrato Inorgânico	Substrato Orgânico
1		<u>Novembro:</u> - arbustos; - herbáceas.	<u>Novembro e Março:</u> - macrófitas; - algas.	<u>Novembro e Março:</u> - areia; - cascalho; - pedras.	<u>Novembro e Março:</u> - detritos vegetais
2		<u>Novembro e Março:</u> - árvores; - arbustos.	<u>Novembro e Março:</u> - ausente.	<u>Novembro e Março:</u> - cascalho; - blocos.	<u>Novembro e Março:</u> - detritos vegetais;
3		<u>Novembro e Março:</u> - árvores; - plantações agrícolas; - herbáceas.	<u>Novembro e Março:</u> - ausente.	<u>Novembro e Março:</u> - areia; - cascalho; - blocos.	<u>Novembro e Março:</u> - ausente.
4		<u>Novembro e Março:</u> - árvores; - herbáceas.	<u>Novembro e Março:</u> - ausência.	<u>Novembro e Março:</u> - areia.	<u>Novembro e Março:</u> - detritos vegetais
5		<u>Novembro e Março:</u> - árvores; - herbáceas; - arbustos.	<u>Novembro e Março:</u> - ausente;	<u>Novembro e Março:</u> - areia.	<u>Novembro e Março:</u> - ausente.
6		<u>Novembro e Março:</u> - árvores; - plantações agrícolas; - arbustos; - herbáceas.	<u>Novembro e Março:</u> - macrófitas. - diminuição de macrófitas	<u>Novembro e Março:</u> - pedra; - cascalho.	<u>Novembro e Março:</u> - detritos vegetais - Aumento
7		<u>Novembro e Março:</u> - árvores; - herbáceas.	<u>Novembro e Março:</u> - macrófitas; - algas	<u>Novembro e Março:</u> - areia.	<u>Novembro e Março:</u> - ausente.

Apesar de algumas variações registadas, esta análise mostra que o rio Antuã não apresenta fortes alterações morfológicas entre os locais. A vegetação ripícola apresentou uma ligeira heterogeneidade durante o percurso do rio, excepto no local 1. As árvores e a vegetação rasteira foram o tipo de vegetação mais presente ao longo do rio. Nos locais 2, 3 e 5 não se verificou a presença de vegetação aquática, sendo que nos outros locais essa vegetação foi caracterizada pela presença de macrófitas e algas. No local 4 não foi possível realizar uma melhor caracterização do substrato inorgânico devido à falta de condições de segurança, pelo que apenas foi possível identificar areia. Nos outros locais, identificou-se também como substrato inorgânico cascalho, blocos e pedras. Os locais 1 e 3 foram os que observaram maior diversidade de substrato inorgânico. Com a excepção do local 5 e 7, registou-se a presença de detritos vegetais, nos vários locais de amostragem, sendo estes parte do substrato orgânico.

5.2 Qualidade da água

5.2.1 Parâmetros organolépticos

A tabela 8 apresenta a descrição dos parâmetros organolépticos verificados nas duas campanhas de monitorização em cada local de amostragem.

Com a análise da tabela 9, verifica-se que, entre as campanhas, não foram observadas mudanças significativas em relação a estes três parâmetros. A única diferença observada ocorreu no local 4, com a diminuição do cheiro e da cor, de Novembro de 2008 para Março de 2009. Embora se tenham realizado apenas duas campanhas de monitorização, pode-se referir que, globalmente, o rio Antuã não apresenta problemas ao nível destes parâmetros organolépticos, exceptuando o local 4. A ETAR localizada a montante deste local parece ser a principal razão para as observações registadas. Ainda é possível referir que, de acordo apenas com estas observações, a confluência do rio Ínsua (local 5) com o rio Antuã é benéfica para a qualidade da água deste último rio.

Tabela 8. Descrição dos parâmetros organolépticos para cada local de amostragem. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Local	Parâmetros organolépticos					
	Cheiro		Cor		Espuma	
	Novembro	Março	Novembro	Março	Novembro	Março
1	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência
2	Ausência	Ausência	Ligeira	Ligeira	Ausência	Ausência
3	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência
4	Ligeira	Ausência	Intensa	Ligeira	Ligeira	Ligeira
5	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência
6	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência
7	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência

5.2.2 Variação dos parâmetros físico-químicos e comparação com legislação em vigor

A variação dos parâmetros físico-químicos monitorizados no presente estudo está representada nas figuras 8, 9, 10 e 11. Nas mesmas figuras representam-se os objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais, conforme constam no anexo XXI do Decreto-Lei N.º 236/98, de 1 de Agosto. Como neste anexo não são definidos valores máximos admissíveis para o nitrato, a condutividade e os sólidos suspensos totais, estes três parâmetros foram comparados com os constantes no anexo I do mesmo decreto, que estabelece os critérios de qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano. No anexo F estão descritos os valores máximos admissíveis (VMA) e os valores máximos recomendados (VMR) para os parâmetros monitorizados no presente estudo. Foi escolhido este anexo por apresentar os critérios mais rigorosos para a qualidade das águas doces superficiais. Assim, se forem respeitados os mínimos legais deste anexo subentende-se que são igualmente respeitados todos os outros.

A temperatura (figura 8) variou entre os 16,0 °C e os 22,0 °C na campanha de 17 de Novembro de 2008 e entre os 12,7 °C e 14,8 °C na campanha realizada a 20 de Março de 2009. A temperatura é influenciada principalmente pela altitude do local, mas também pela profundidade e pela vegetação ripícola presente, pelo que águas em zonas com cotas mais elevadas, mais profundas e com maior ensombramento apresentam

valores mais baixos. O local 1 apresentou nas duas campanhas os valores mais baixos de temperatura, o que pode ser explicado pela maior altitude e pela presença de vegetação ripícola nas suas margens. Por outro lado, os valores mais altos foram encontrados na campanha de Novembro, no trecho final do Antuã. Segundo a legislação em vigor, a temperatura tem um VMA de 30°C, o que significa que todas as amostras nas duas campanhas cumpriram este limite.

Os valores de condutividade (figura 8) mostraram uma grande variação ao longo da bacia do rio Antuã. Os valores mais elevados foram registados em Novembro nos locais 5 e 7. A condutividade pode estar relacionada com os efluentes industriais, urbanos e/ou domésticos. Assim, para os locais 5 e 7, os valores de condutividade podem sugerir teores mais elevados de sólidos dissolvidos provenientes de descargas de efluentes a montante. O aumento de caudal e a diminuição de temperatura, decorrentes da variação sazonal, pode explicar a diminuição dos valores de condutividade verificada em Março, excepto para o local 2. Este local registou um aumento de condutividade, o que poderá ser devido a eventuais descargas de efluentes neste troço do rio Antuã. No anexo G, estão descritos os valores da condutividade a 25°C e a 20°C, para comparação com a legislação em vigor.

Os valores de pH (figura 8) variaram num intervalo relativamente estreito, entre os 6.5 e 7.4 em Novembro e 6.9 e 7.2 na amostragem realizada em Março. Exceptuando o local 5, todos os outros locais registaram um aumento nos valores de pH de Novembro para Março. Os valores mais baixos registaram-se nas duas campanhas no local 1, e os valores mais elevados foram registados no local 5, em Novembro, e no local 6, em Março. A legislação estabelece que o pH se deve situar entre 5 e 9, o que se verificou nas duas campanhas para todas as amostras.

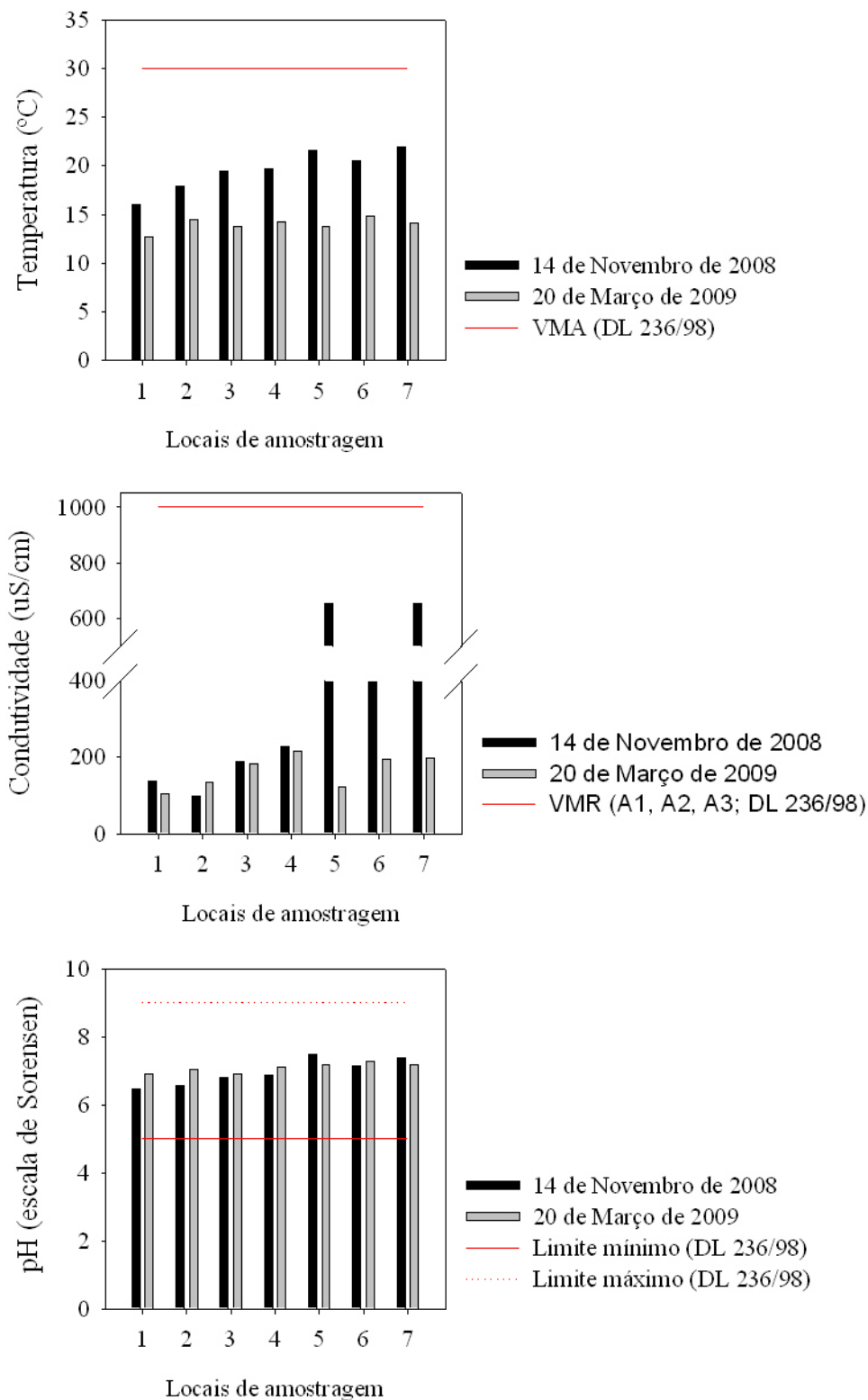


Figura 8. Variação da temperatura, condutividade e pH nos locais de amostragem: 1- Milheirós de Poiars, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

A figura 9 mostra a variação do oxigénio dissolvido (OD) e da carência bioquímica de oxigénio (CBO₅). Em Novembro, registaram-se valores que indicam a existência de águas pouco oxigenadas, uma vez que apenas o local 2 apresentou valores acima dos 8,00 mg/L. O local 7 foi o que apresentou o valor mais baixo, 1,30 mg/L. O baixo caudal, as descargas de efluentes domésticos, ricos em matéria orgânica, na zona de Oliveira de Azeméis, e de efluentes industriais em São João da Madeira, podem explicar estes resultados. Em Março, observou-se um aumento de oxigénio dissolvido na globalidade dos locais, mas, ainda assim, o local 7 voltou a apresentar o valor mais baixo para este parâmetro, desta feita com 8,47 mg/L. Em termos gerais, estes resultados parecem mostrar que o aumento de caudal do rio terá favorecido as condições de arejamento, sendo determinante para uma melhoria do estado de oxigenação das águas. A legislação considera um valor limite de 50% para a percentagem de saturação em oxigénio dissolvido. Em Novembro apenas o local 7 não cumpriu a legislação. Em Março, o aumento geral de oxigénio saturado traduziu-se num cumprimento da globalidade dos locais em relação a este parâmetro.

Os valores de CBO₅ (figura 9) revelaram áreas claramente distintas em termos de contaminação orgânica. Os locais mais críticos foram os locais 4 e 7, onde em Novembro se registaram valores de 70,0 mg O₂/L e 28,0 mg O₂/L, respectivamente. No local 4, estes valores podem ser explicados pela presença, imediatamente a montante do local de colheita, de uma ETAR com limitações sérias na sua actual capacidade de processamento de águas residuais, conforme explicado anteriormente por Cerqueira et al. (2008). Estes indícios são baseados na deterioração do estado da qualidade da água, após a comparação de valores a jusante e a montante da ETAR. O acréscimo de CBO₅ registado em Novembro na zona de Estarreja pode ficar a dever-se a alguma descarga pontual de águas residuais domésticas ou pecuárias a montante do local de amostragem. De toda a forma, este parece ser um episódio isolado, ou pouco regular no tempo, dado que não há registos anteriores de valores tão elevados de CBO₅ no trecho final do Antuã (Cerqueira et al., 2008). A quase inexistência de pressões antropogénicas explica o valor nulo de CBO₅ no local 1. Da campanha de Novembro para Março registou-se um decréscimo global na carência bioquímica de oxigénio, possivelmente em resultado do aumento da capacidade de diluição do rio após um período em que ocorreram valores significativos de precipitação. Em Novembro, os locais 2, 3, 4, 6 e 7 não cumpriram o

VMA estabelecido pela legislação, 5 mg O₂/L. Em Março, apenas o local 4 verificou o não cumprimento do VMA.

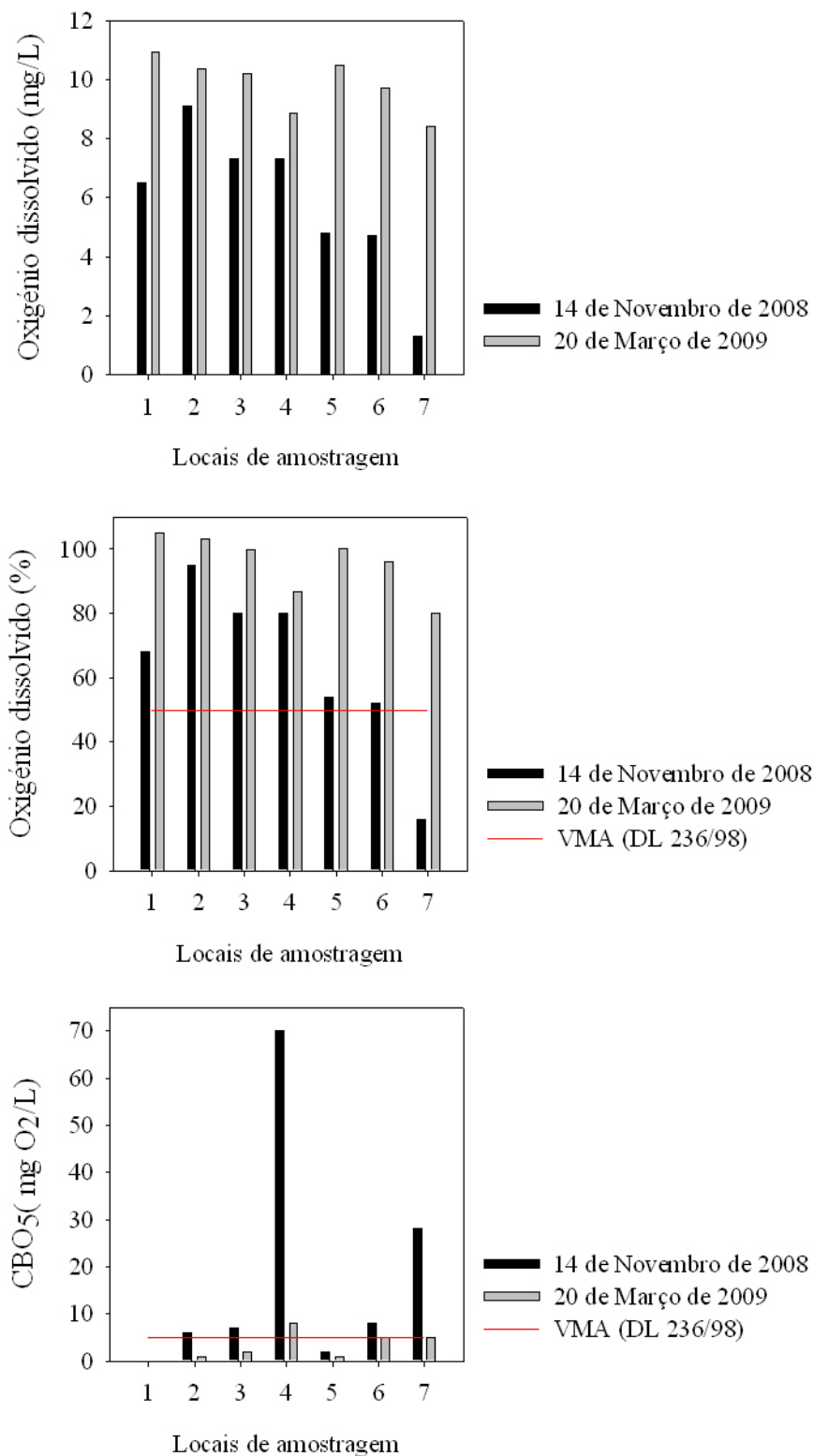


Figura 9. Variação da concentração de oxigénio dissolvido, percentagem de saturação em oxigénio dissolvido e carência bioquímica de oxigénio nos locais de amostragem: 1- Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Analisando os valores de sólidos suspensos (figura 10), para Novembro, o local 4 é novamente o mais crítico. Estes valores podem ser explicados pela presença da já referida ETAR a montante do local 4. Os outros locais com maior concentração de sólidos suspensos são o 2, o 6 e o 7. No local 2, as descargas de efluentes domésticos e industriais, e nos locais 6 e 7, a actividade agro-pecuária, podem explicar os resultados obtidos. Os restantes locais estão sujeitos a uma pressão antropogénica menor, o que se traduz em valores mais baixos de sólidos suspensos.

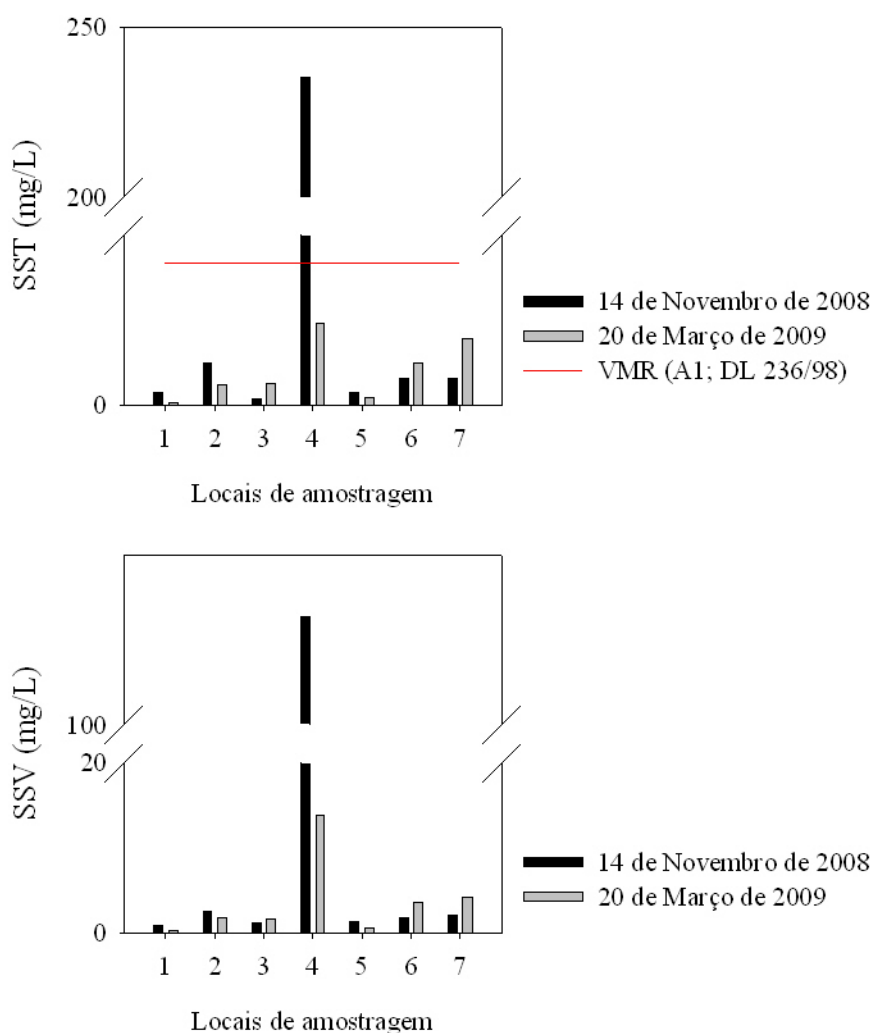


Figura 10. Variação dos Sólidos Suspensos Totais e Voláteis nos locais de amostragem: 1- Milheirós de Poiars, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.

Em todas as amostras analisadas verificou-se ainda que mais de 30% dos sólidos suspensos totais eram voláteis, o que comprova a importância da componente orgânica

da matéria em suspensão, uma consequência directa das descargas de águas residuais domésticas. O aumento de caudal registado de Novembro para Março ajuda a explicar a diminuição dos sólidos suspensos no local 4, pela maior diluição do efluente de saída da ETAR. Já nos locais 3, 6 e 7 o aumento de precipitação verificado poderá ter provocado um acréscimo das escorrências dos campos agrícolas existentes nas suas proximidades, resultando assim numa maior concentração de sólidos. A legislação estabelece um VMR (A1) de 25 mg/L para os sólidos suspensos totais, o qual só foi ultrapassado no local 4 em Novembro. Em Março não se verificou nenhum incumprimento legal.

Na figura 11 está descrita a evolução das concentrações de fósforo total, azoto amoniacal e nitrato nas duas campanhas de amostragem. Os valores mais elevados de fósforo em Novembro foram registados nos locais 4, 6 e 7. Nestes locais as maiores fontes de fósforo são os efluentes de origem doméstica e agro-pecuária. A ETAR situada a montante do local 4 recebe efluentes domésticos de São João da Madeira e é certamente a explicação para tais valores. Os resultados dos locais 6 e 7 são a consequência de diversas descargas de águas residuais domésticas que ocorrem na zona de Oliveira de Azeméis (incluindo as da ETAR), mas também as que decorrem de práticas agro-pecuárias e que podem ter um carácter pontual ou difuso no espaço. Em relação ao fósforo total, a legislação estabelece um VMA de 1mg/L, o qual foi ultrapassado em Novembro apenas no local 4, não se observando qualquer incumprimento nas amostras da campanha de Março. No que se refere aos compostos de azoto, a forma amoniacal apresentou os valores mais altos no local 4, em Novembro, em linha com os registos dos outros parâmetros de qualidade da água, e que apontam para a importância das descargas provenientes da ETAR. Pelo contrário, os valores mais baixos foram registados nos locais de amostragem 1 e 5. O azoto tem um limite legal (VMA) de 1mg/L. Em Novembro este limite não foi cumprido nos locais 3, 4 e 6, e em Março apenas nos locais 4 e 6. O nitrato mostra uma distribuição mais regular nas águas da bacia do rio Antuã, sugerindo a existência de alguma contaminação.

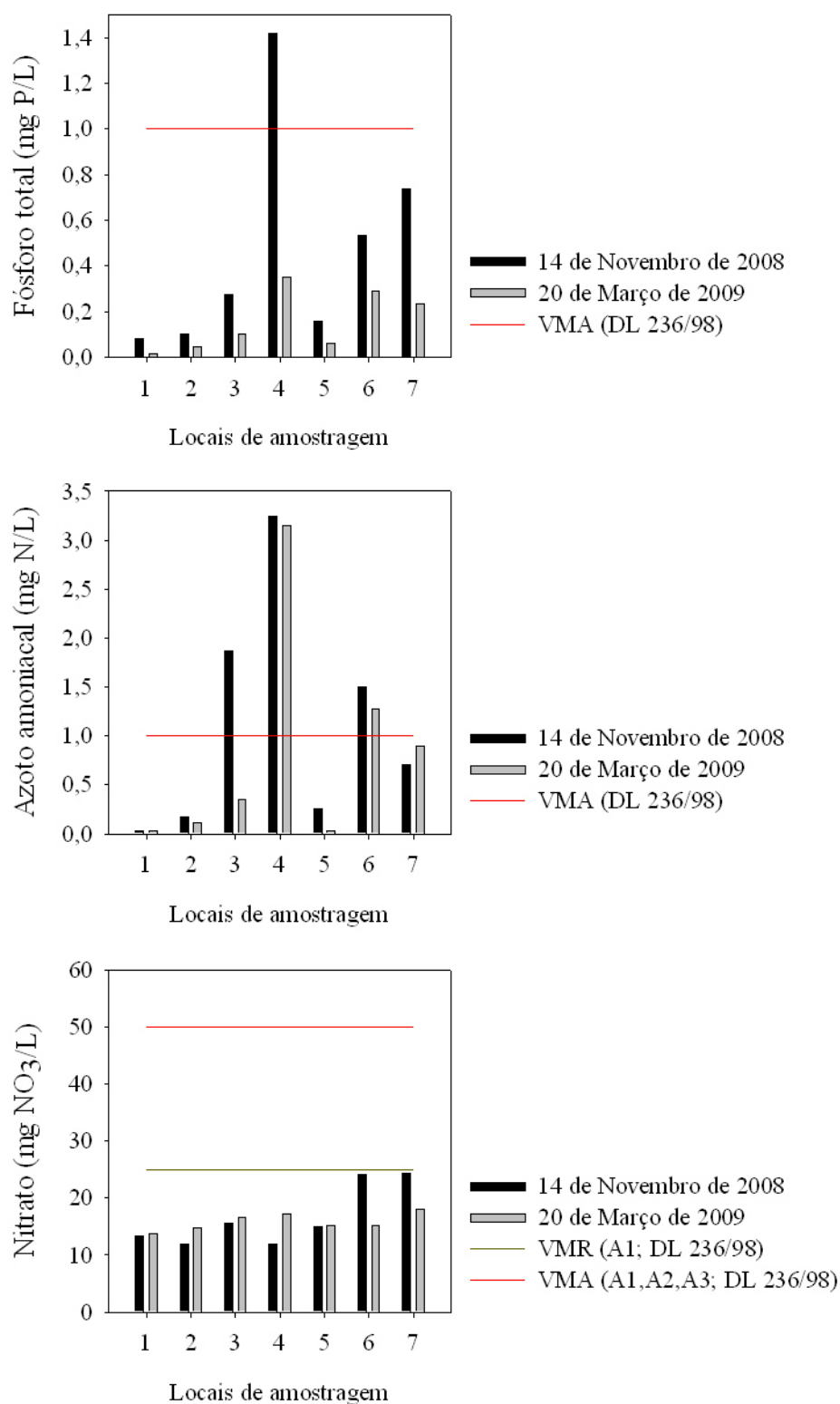


Figura 11. Variação do Fósforo Total, Azoto Amoniacoal e Nitrato nos locais de amostragem: 1- Milheirós de Poiars, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - UI (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.

Mesmo nos locais onde a água se apresenta com melhor qualidade em relação aos parâmetros que têm vindo a ser descritos nesta dissertação (locais 1 e 5), observou-se alguma contaminação, muito provavelmente de tipo difuso, relacionada com a aplicação de fertilizantes em terrenos agrícolas. Os valores de nitrato foram claramente mais elevados nos locais 6 e 7, em Novembro, o que vai ao encontro de observações anteriores efectuadas nesta bacia e que apontam para uma gradual oxidação das formas de azoto reduzido, com a consequente formação de nitrato, à medida que a água escoia em direcção à foz do rio. Em termos legais, o nitrato cumpre em todas as amostras das duas campanhas o VMR de 25 mg NO₃/L estabelecido pela legislação.

Após a análise de todos os parâmetros físico-químicos foi possível identificar as principais causas da deterioração da qualidade da água. Essas causas são: a descarga de efluentes da ETAR do Salgueiro; a descarga directa de efluentes domésticos sem qualquer tratamento e, possivelmente, as descargas de águas residuais industriais; e as escorrências de actividades agro-pecuárias.

5.2.3 Relação entre os parâmetros físico-químicos

Com base no programa *Fast Statistics* 2.0.4 foi possível obter uma matriz de correlação, expressa na tabela 9 para as duas amostragens, para os seguintes parâmetros e respectivas unidades:

- Cond. – condutividade (µS/cm);
- Temp. – temperatura (°C);
- pH (Escala de Sorensen);
- SST – sólidos suspensos totais (mg/L);
- nitrato (mg NO₃/L);
- azoto amoniacal (mg N/L);
- fósforo total (mg P/L);
- OD_{sat} – percentagem de saturação em oxigénio dissolvido (%);
- CBO₅ – carência bioquímica de oxigénio (mg O₂/L).

Tabela 9. Correlação entre os parâmetros físico-químicos.

14 de Novembro de 2008								
Parâmetros	Temp.	pH	SST	Nitrato	Azoto amoniacoal	Fósforo total	OD _{sat}	CBO ₅
Cond.	0,870	0,969	-0,206	0,628	-0,169	0,120	-0,838	-0,003
Temp.	-	0,948	0,024	0,608	0,219	0,369	-0,632	0,240
pH	-	-	-0,113	0,606	0,001	0,201	-0,726	0,065
SST	-	-	-	-0,372	0,798	0,867	0,281	0,933
Nitrato	-	-	-	-	-0,036	0,124	-0,824	-0,101
Azoto amoniacoal	-	-	-	-	-	0,831	0,199	0,792
Fósforo total	-	-	-	-	-	-	-0,151	0,967
OD _{sat}	-	-	-	-	-	-	-	0,003
20 de Março de 2009								
Parâmetros	Temp.	pH	SST	Nitrato	Azoto amoniacoal	Fósforo total	OD _{sat}	CBO ₅
Cond.	0,625	0,436	0,891	0,826	0,786	0,909	-0,813	0,914
Temp.	-	0,653	0,520	0,390	0,405	0,596	-0,353	0,552
pH	-	-	0,478	0,313	0,362	0,624	-0,461	0,547
SST	-	-	-	0,814	0,881	0,919	-0,934	0,965
Nitrato	-	-	-	-	0,563	0,653	-0,891	0,729
Azoto amoniacoal	-	-	-	-	-	0,906	-0,695	0,942
Fósforo total	-	-	-	-	-	-	-0,795	0,984
OD _{sat}	-	-	-	-	-	-	-	-0,848

De acordo com a tabela 9, verifica-se que existem parâmetros com uma elevada correlação. Em Novembro, o valor de correlação mais próximo de 1 é relativo ao pH e condutividade, seguido do CBO₅ e fósforo total e o valor mais próximo a -1 foi verificado entre a condutividade e o OD de saturação. Os sólidos estão mais correlacionados com o CBO₅, azoto amoniacoal e fósforo total, sendo que estes também

apresentam uma correlação entre si significativa. Em Março, os sólidos registaram uma maior correlação com o nitrato, azoto amoniacal, fósforo total e CBO_5 . O fósforo total e o CBO_5 foram os parâmetros com maior correlação positiva entre si, ao contrário do OD de saturação e os SST. Os valores absolutos de correlação inferiores a 0,5 mostram a inexistência de correlação. A primeira amostragem verificou mais casos de inexistência de correlação, comparada com a segunda amostragem. Com apenas duas campanhas de monitorização realizadas não é possível tecer comentários muito conclusivos, mas com os dados disponíveis pode-se verificar que os nutrientes, CBO_5 e SST indiciam uma relação directa entre si significativa e que o OD de saturação parece apresentar uma relação indirecta significativa com os restantes parâmetros.

5.2.4 Variação do parâmetro biológico: clorofila *a*

As determinações de clorofila *a* (figura 12) são úteis a uma melhor interpretação dos resultados dos nutrientes, na medida em que o crescimento da biomassa aquática é dependente da sua concentração.

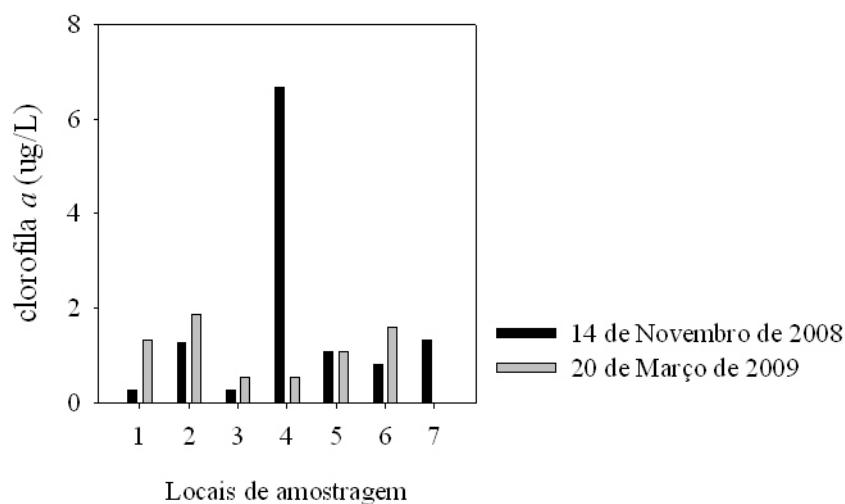


Figura 12. Variação da Clorofila *a* nos locais de amostragem: 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.

Em Novembro, foi no local 4 que se encontrou a concentração mais elevada de clorofila *a*, revelando mais uma vez que a presença da ETAR pode ser a grande responsável por estes resultados, visto que o local 3, situado a montante daquela

estrutura, tem a concentração mais baixa de clorofila *a*. Os locais 2 e 7 são os locais que apresentam maior concentração de clorofila *a*, a seguir ao local 4. O local 2 é afectado por descargas de efluentes industriais e domésticos e o local 7 pela presença de campos agrícolas, que são fontes importantes de poluição por nutrientes. Na campanha de monitorização de Março, verificou-se um acentuado decréscimo na concentração da clorofila *a* no local 4 e um aumento nos locais 1, 2, 3 e 6. Todavia não são óbvias as razões que justificam estas variações.

5.2.5 Caracterização do estado trófico

Nas tabelas 10 e 11 estão descritas as concentrações dos parâmetros utilizados para avaliar o estado trófico da água: azoto total, fósforo total e clorofila *a*; e é apresentada a classificação do estado trófico de acordo com os critérios de Dodds et al. (1998) (anexo B). Saliente-se que o parâmetro azoto total não foi medido, pelo que os valores apresentados são o resultado da soma das concentrações de azoto amoniacal e nitrato, a qual será sempre inferior ao total. Decorre do exposto que só poderá haver certezas quanto à classificação do estado trófico quando esta soma for superior ao valor que aponte para uma condição de eutrofização. Em Novembro (tabela 11) as concentrações de azoto total e fósforo total permitiram classificar o rio Antuã como eutrófico. No entanto, as concentrações de clorofila *a* são típicas de rios oligotróficos.

Tabela 10. Estado trófico em 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Estado trófico						
Local	N - Total (mg/m3)*	P - Total (mg/m3)	clorofila <i>a</i> (µg/L)	N	P	clorofila <i>a</i>
1	3057,08	80,00	0,27	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico
2	2850,88	100,00	1,26	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico
3	5380,90	270,00	0,27	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico
4	5957,99	1420,00	6,68	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico
5	3611,84	160,00	1,07	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico
6	6934,08	530,00	0,80	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico
7	6212,70	740,00	1,34	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico

* Corresponde apenas à soma das concentrações de azoto amoniacal e de nitrato

Para Março (tabela 11), as concentrações de azoto total continuaram a permitir classificar o rio como eutrófico e as de clorofila *a* como mesotrófico, já as

concentrações de fósforo total apontaram para um o rio de características oligotróficas (local 1) e mesotróficas (locais 2 e 5).

Tabela 11. Estado trófico em 20 de Março de 2009. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Local	N - Total (mg/m3)*	P - Total (mg/m3)	clorofila <i>a</i> (µg/L)	Estado trófico		
				N	P	clorofila <i>a</i>
1	3115,84	20,00	1,34	Eutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
2	3467,07	50,00	1,87	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
3	4085,96	100,00	0,53	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico
4	7036,39	350,00	0,53	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico
5	3471,72	60,00	1,07	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
6	4718,08	290,00	1,60	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico
7	4950,06	230,00	0,00	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico

* Corresponde apenas à soma das concentrações de azoto amoniacal e de nitrato

Apesar das diferenças entre as duas campanhas de amostragem, as elevadas concentrações em nutrientes encontradas neste estudo, mostram que o estado trófico do rio Antuã se encontra seriamente perturbado. Contudo, devido ao fluxo de água do rio Antuã, promovido pelas suas condições hidromorfológicas, as condições para o desenvolvimento de biomassa em suspensão não parecem ser as melhores.

5.3 Variações nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos

5.3.1 Caracterização da abundância de macroinvertebrados bentónicos – medidas de composição

No anexo H é apresentado o inventário geral para a amostragem de Novembro e Março. Neste anexo está igualmente descrita a distribuição dos arrastos realizados nos diferentes *habitats*. Na amostragem de 14 de Novembro de 2008 foram identificados 31 *taxa*, nas amostras de macroinvertebrados. A classe Insecta é responsável por 24 *taxas*, distribuídas por 6 ordens: *Plecoptera* (1), *Ephemeroptera* (6), *Trichoptera* (6), *Coleoptera* (2), *Odonata* (2) e *Diptera* (7). De facto, os insectos aquáticos foram os organismos mais abundantes, com cerca de 60% dos organismos totais, sendo que as ordens *Ephemeroptera* (26%) e *Diptera* (17%) são as mais representativas. Os *taxa*

restantes pertencem ao filo *Annelida* (2), à classe *Gastropoda* (2), e às ordens *Amphipoda* (1), *Isopoda* (1) e *Decapoda* (1). Os organismos mais abundantes em toda a amostra são pertencentes ao filo *Annelida*, sub-classe *Oligochaeta*, representando aproximadamente 36% dos organismos totais. Na amostra de 20 de Março de 2009 foram identificados 21 *taxas*, menos 10 em relação a Novembro. A classe *Insecta* continua a ser a mais abundantes, com cerca de 77% dos organismos totais, tendo sido identificados 17 *taxa*, distribuídos por 6 ordens da seguinte maneira: *Ephemeroptera* (2), *Trichoptera* (3), *Coleoptera* (2), *Odonata* (3), *Heteroptera* (1) e *Diptera* (6). Os restantes *taxa* identificados são pertencentes à sub-classe *Oligochaeta* (1), classe *Gastropoda* (1) e ordens *Isopoda* (1) e *Decapoda* (1). Em Março os organismos mais abundantes pertencem à família *Chironomidae*, representando cerca de 60%, seguidos da sub-classe *Oligochaeta* com 23%. A principal diferença entre as duas campanhas prende-se com o facto de em Março não se terem registado organismos pertencentes à ordem *Plecoptera* e, contrariamente, terem-se observado organismos da ordem *Heteroptera*.

Nas figuras 13 e 14 é possível identificar os *taxa* com maior abundância em Novembro e Março, respectivamente, para cada local de amostragem. No local 1, em Novembro, identificaram-se apenas insectos, sendo a ordem *Trichoptera* a que teve maior representatividade. De salientar a presença de organismos pertencentes à ordem *Plecoptera*, que segundo o *Department of Environmental Protection of the State of Main* identifica estes organismos como sendo muito sensíveis à presença de poluição. Devido à sua elevada sensibilidade, a sua ausência não indica uma água poluída, enquanto a sua presença dá sinais de águas com uma carga poluente muito diminuta (DEPSM, 2008). Os locais 2 e 3 registaram maior abundância de insectos aquáticos das ordens *Ephemeroptera* e *Diptera*, identificando-se também organismos da sub-classe *Oligochaeta*, Novembro. As oligoquetas são organismos mais tolerantes à poluição, podendo viver em condições aproximadamente anóxicas e alimentar-se de detritos, sendo por isso organismos característicos de locais poluídos. Contudo, a sua presença pode não ser um indicador fiável de uma elevada poluição, já que estes organismos podem ser identificados em diversos *habitats* (DEPSM, 2008). Em Março, o local 3, voltou a apresentar maior abundância de organismos das ordens *Ephemeroptera* e *Diptera*, mas o local 2 apresentou maior abundância de organismos da ordem *Diptera*.

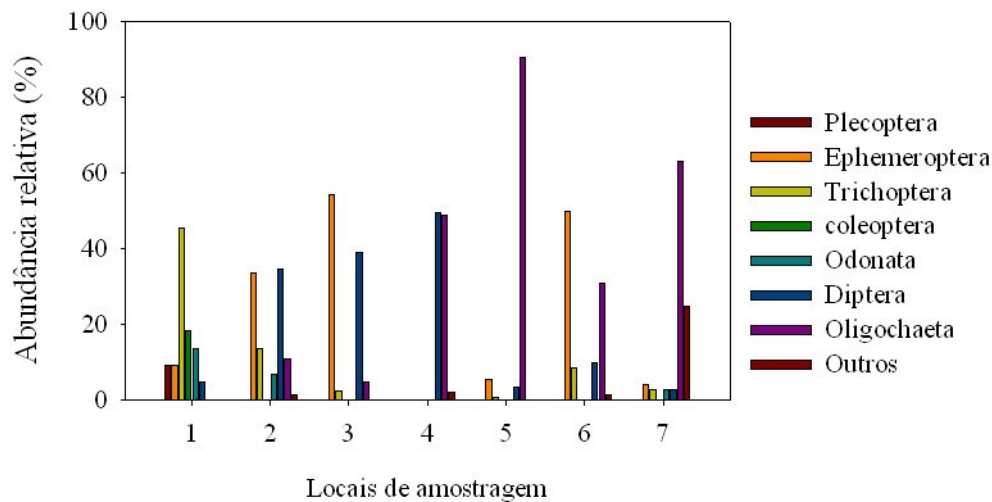


Figura 13. Verificação dos taxa nos locais amostrados em 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

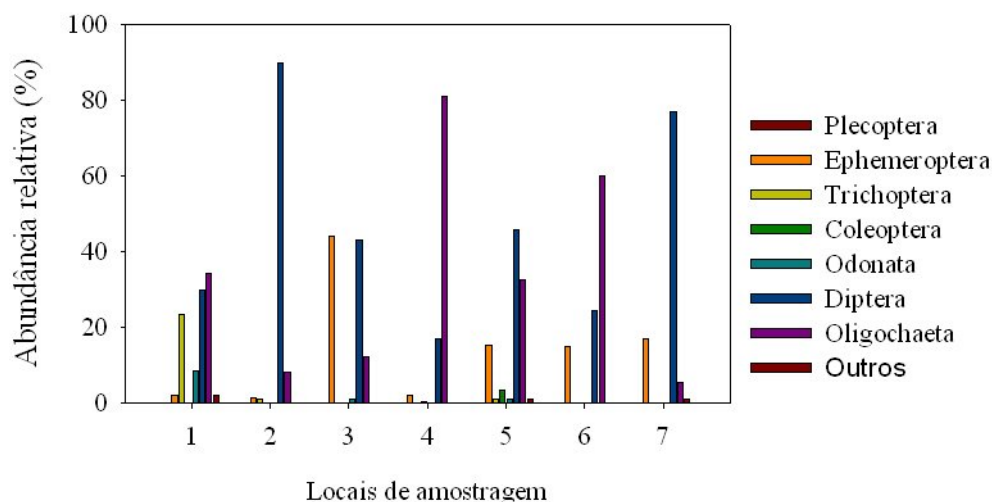


Figura 14. Verificação dos taxa nos locais amostrados em 20 de Março de 2009. 1 - Milheirós de Poiães, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Em Novembro, o local 4 apresentou apenas a presença de dípteros e oligoquetas. Os dípteros mais abundantes neste local pertencem à família *Chironomidae*, a qual inclui organismos muito tolerantes à poluição (DEPSM, 2008). Os quironomídeos são organismos que possuem hemoglobina no sangue, à qual se liga oxigénio, permitindo a colonização em ambientes com concentrações diminutas de oxigénio dissolvido (Silva,

2008). Deste modo, a presença de quironomídeos e de oligoquetas e a ausência de insectos menos tolerantes a poluição, é indicador do nível de poluição da água no local 4, ideia reforçada pelas análises físico-químicas. Em Março, este local apresentou organismos das ordens *Ephemeroptera* e *Trichoptera*, contudo a sub-classe *Oligochaeta* apresentou a maior abundância, seguida da ordem *Diptera*. Os locais 5, 6 e 7 apresentaram, em Novembro, também organismos pertencentes aos taxa *Diptera* e *Oligochaeta*, mas a presença de insectos das ordens *Ephemeroptera* e *Trichoptera*, bem como da ordem *Odonata* no local 6, indicam a melhoria da qualidade da água. Este dado reforça a ideia de que os organismos mais tolerantes à poluição têm condições naturais de se desenvolver em diversos *habitats*, sendo que a sua presença não pode ser encarada como um indicador de má qualidade da água (DEPSM, 2008). Em Março, o local 5 apresentou maior predominância de organismos da ordem *Diptera*, seguidos da sub-classe *Oligochaeta*, contrariamente ao verificado em Novembro, facto também verificado no local 6. Finalmente, o local 7, em Março, registou maior abundância de organismos da ordem *Diptera*, seguida da ordem *Ephemeroptera* e uma diminuição de organismos da sub-classe *Oligochaeta*, comparativamente à campanha de Novembro.

O índice EPT é constituído pelos organismos dos taxa *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*. Estes organismos são tidos como os mais intolerantes à presença de qualquer tipo de poluição, seja orgânica (Lydy et al, 2000) ou com origem em produtos tóxicos (Wallace et al., 1996). Contudo, a sensibilidade destes organismos é variada, não tendo por isso reacções semelhantes em *habitats* diferentes (Lydy et al., 2000). Por oposição ao índice EPT, foi realizada uma análise semelhante, mas com os organismos mais tolerantes a fenómenos de poluição. Essa análise foi denominada de CIOS e inclui os taxa *Chironomidae*, *Isopoda*, *Oligochaeta* e *Simuliidae*. Para a amostragem de 14 de Novembro (figura 15) a elevada percentagem de organismos EPT e a ausência de organismos CIOS no local 1 é um indicador de que este local de amostragem apresentou uma boa qualidade da água. A presença de insectos da ordem *Plecoptera* apenas neste local, já referida anteriormente, é um indicador da boa qualidade da água neste troço do rio. Estando este local próximo da nascente do rio, é possível identificá-lo como um ponto de referência, pois a baixa pressão antropogénica não parece influenciar negativamente a distribuição de macroinvertebrados bentónicos, sendo este local

caracterizado por uma boa qualidade da água segundo os índices bióticos, calculados (ver adiante ponto 5.3.4).

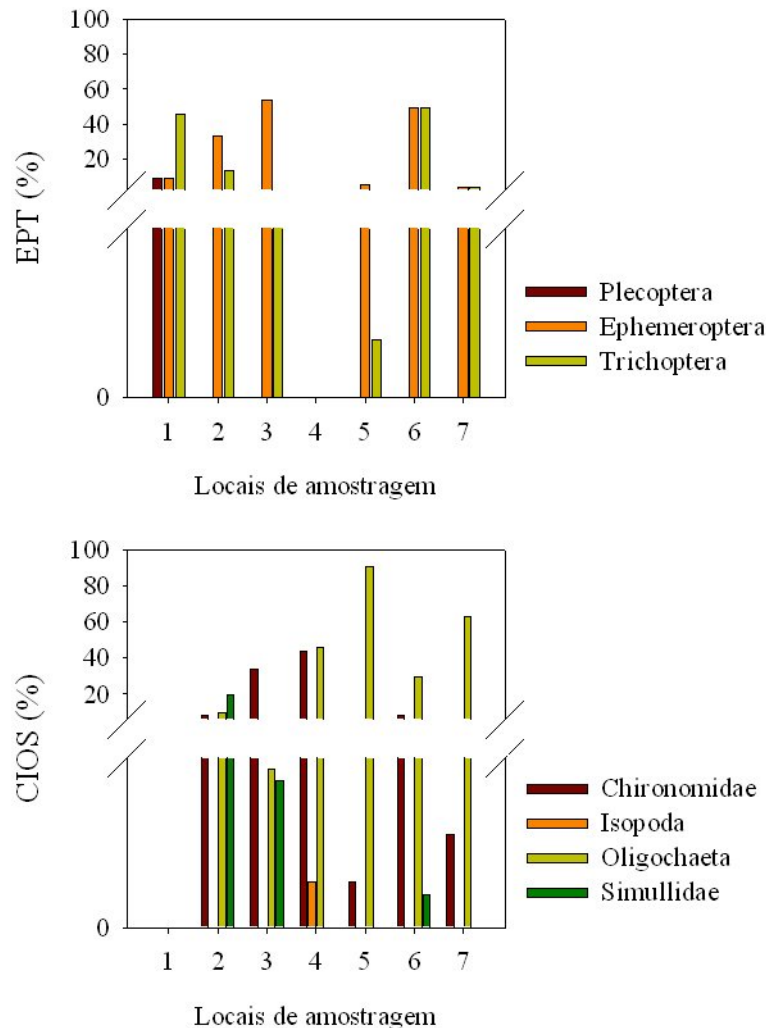


Figura 15. Índice EPT e CIOS para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos de 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiars, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - UI (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Contrariamente, o local 4 não apresentou organismos EPT e apresentou uma elevada percentagem de organismos CIOS, principalmente dos *taxa Chironomidae* e *Oligochaetas*. Assim, é reforçada uma vez mais a ideia de que este local apresenta uma fraca qualidade da água. Os locais 2, 3 e 6 apresentaram maior abundância de organismos EPT face aos CIOS, enquanto nos locais 5 e 7 a abundância de organismos EPT foi menor em relação aos organismos CIOS. Com base nestes índices, é possível

verificar que os locais 2, 3 e 6 apresentam uma melhor qualidade da água em relação aos locais 5 e 7, devido aos valores mais elevados de organismos EPT.

Comparativamente com Novembro, as amostras de Março apresentaram algumas diferenças no que respeita à percentagem de organismos EPT (figura 16).

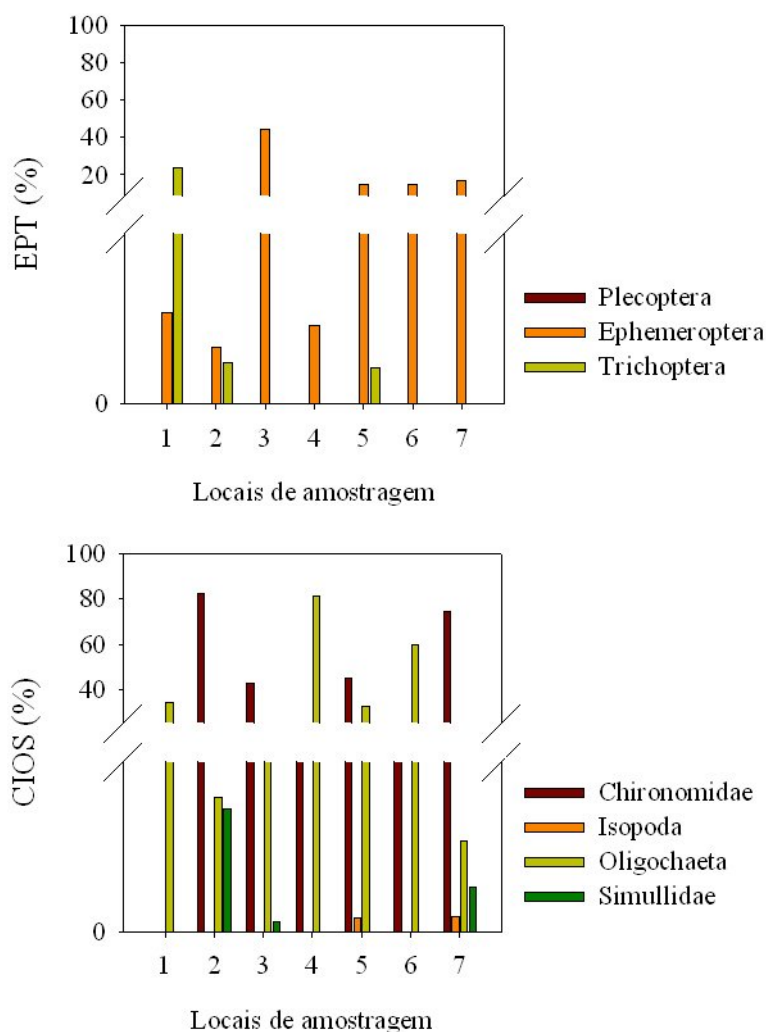


Figura 16. Índices EPT e CIOS para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos de 20 de Março de 2009. 1 - Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Os locais 1, 2, 3 e 6 apresentaram valores EPT mais baixos em relação a Novembro e o local 5 foi o único a registar uma diminuição no valor CIOS. O local com o valor EPT mais elevado foi o 3, registando-se apenas organismos da ordem *Ephemeroptera*. Em oposição, o local 4 foi o que apresentou um menor valor EPT. Em relação aos

valores de CIOS, o local 2 apresentou o valor mais elevado e, à semelhança de Novembro, o local 1 o mais baixo. Este último foi o segundo com um valor EPT mais elevado e o único que apresentou maior predominância de famílias da ordem *Trichoptera* face à ordem *Ephemeroptera*. O facto de este local não registar nenhum organismo da ordem *Plecoptera* e apresentar um aumento no valor de CIOS, pode ser interpretado como um decréscimo da qualidade biológica da água em relação a Novembro. No local 2 verificou-se uma acentuada descida nos valores EPT e um acentuado aumento no valor CIOS, registando-se assim um decréscimo na qualidade biológica da água. Este local foi o que apresentou maiores diferenças entre as duas amostragens. O local 4 apresentou valores EPT, contrariamente ao valor nulo registado em Novembro, o que se traduz numa pequena melhoria da qualidade da água, facto verificado com as análises físico-químicas. O local 5 registou uma diminuição do valor CIOS e um aumento do valor EPT, o que se pode traduzir num ligeiro aumento da qualidade biológica da água. Contrariamente, o local 6 apresentou uma diminuição do valor EPT e um aumento do valor CIOS, o que indicia um decréscimo da qualidade biológica da água. No local 7 observou-se um ligeiro aumento dos valores EPT e CIOS, não se observando grandes alterações entre as duas amostragens.

Com a análise da abundância dos *taxa* e dos índices EPT e CIOS, foi possível identificar as situações de melhor e pior qualidade da água encontradas nos dois eventos de amostragem. Os dois casos extremos, em Novembro, são o local 1, pela boa qualidade da água, e o local 4, pela fraca qualidade da água. A pouca importância das fontes de poluição a montante do local 1 e a elevada pressão antropogénica a que se encontra sujeito o local 4 em grande parte associada à ETAR do Salgueiro, explicam os extremos de qualidade da água encontrados nestes locais. Em Março, o local 4 voltou a ser identificado como o local mais crítico e os locais 1 (menor valor CIOS) e 3 (maior valor EPT) como os locais que exibiram a melhor qualidade da água.

No estudo da abundância dos macroinvertebrados é importante referir igualmente a riqueza taxonómica em cada local de amostragem. De acordo com a figura 17, o local 1 apresentou uma menor abundância de organismos mas, contrariamente, foi o local com maior riqueza com um total de 13 *taxa* identificados. Os baixos valores de riqueza taxonómica apresentados pelos locais 4, 5 e 7 reflectem a presença de águas residuais domésticas a montante dos locais 5 e 7.

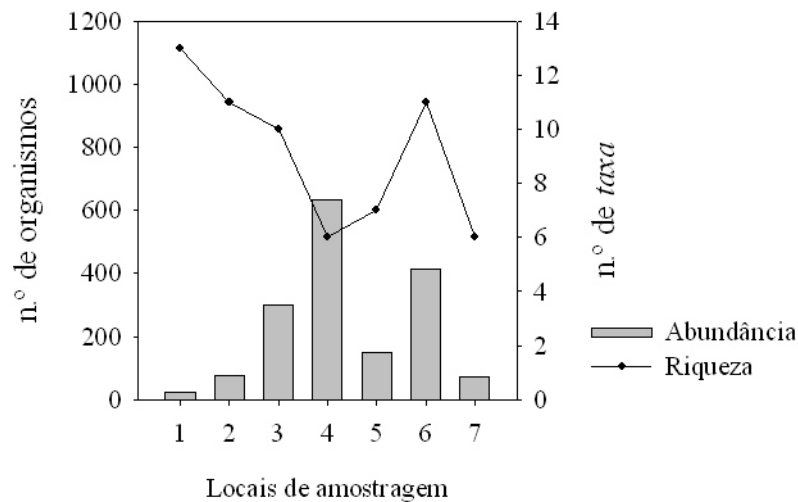


Figura 17. Análise da abundância versus riqueza taxonômica para a amostragem de macroinvertebrados bentônicos de 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiars, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Em Março, o local 2 apresentou maiores valores de abundância e o local 1 continuou a ser o local com maior riqueza taxonômica, com 12 *taxa* identificados (figura 18).

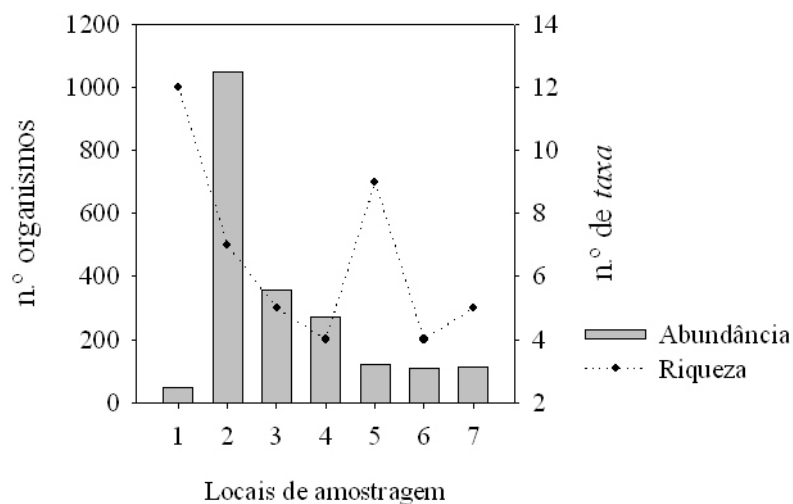


Figura 18. Análise da abundância versus riqueza taxonômica para a amostragem de macroinvertebrados bentônicos de 20 de Março de 2009. 1 - Milheirós de Poiars, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Por semelhança com Novembro, em Março observou-se igualmente uma diminuição da riqueza taxonômica do local 1 para o local 4, sendo que a diferença entre os locais 1 e 2 foi mais acentuada. Os locais 4 e 7 voltaram a ser dos menos ricos taxonomicamente

e, à excepção dos locais 1 e 2, os restantes apresentaram uma diminuição da abundância de macroinvertebrados bentónicos.

5.3.2 Índices de diversidade

Os índices de diversidade e equitabilidade permitem verificar as diferenças de composição da comunidade de macroinvertebrados bentónicos para as diferentes amostras. Segundo o índice de diversidade de *Shannon-Wiener*, em Novembro (figura 19), os locais mais próximos da nascente do rio Antuã foram os que registaram valores mais altos de diversidade. No troço inicial do rio verificou-se um aumento da diversidade, passando de 1,86 do local 1 para 2,05 no local 2. Tal facto, pode ser explicado pelo local 1 ser imediatamente a jusante de uma zona com margens artificiais, o que influencia negativamente as condições naturais para um desenvolvimento natural da comunidade de macroinvertebrados. O local 5 apresentou o valor mais diminuto de diversidade, 0,47. Este valor pode ser explicado em parte pelo dique artificial situado a jusante do local de amostragem. Os restantes locais apresentam valores semelhantes de diversidade, o que pode ser reflexo da semelhança de condições naturais e de pressões antropogénicas, com campos agrícolas e vegetação na margem do rio e uma maior densidade populacional e/ou industrial, resultando num acréscimo de águas residuais. Em Março (figura 20), o local 1 registou o valor mais elevado de diversidade, sendo que o valor aumentou ligeiramente em relação a Novembro. No local 2 observou-se uma diminuição acentuada do valor de diversidade. Tal facto pode dever-se às condições sazonais, pois verificou-se um decréscimo da temperatura da água. Nos locais 3, 4, 6 e 7 também se verificou um decréscimo do valor da diversidade, ao contrário do verificado no local 5, onde se registou um aumento.

Em relação à distribuição dos organismos pelos *taxa* identificados, ou seja, a equitabilidade, as amostras seguem a tendência registada para a diversidade. Em Novembro, os locais 1 e 2 apresentaram os valores mais elevados, 0,73 e 0,83, respectivamente, tendo-se observado uma vez mais um aumento do valor entre estes dois locais (figura 19). O local 5 apresentou o valor mais baixo, 0,24.

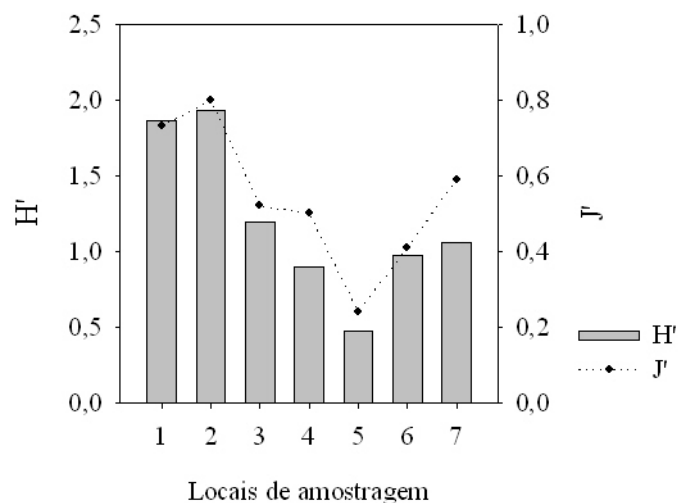


Figura 19. Representação gráfica do índice de diversidade Shannon-Wiener, H' , e do índice de equitabilidade de Pielou, J' , para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos de 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - UI (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Em Março, figura 20, registaram-se algumas diferenças.

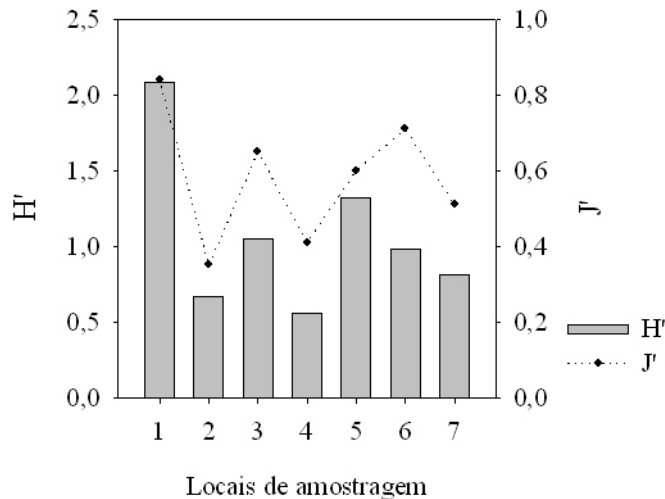


Figura 20. Representação gráfica do índice de diversidade Shannon-Wiener, H' , e do índice de equitabilidade de Pielou, J' , para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos de 20 de Março de 2009. 1 - Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - UI (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

O local 1 (0,87) apresentou o valor mais elevado de equitabilidade, seguido do local 6 (0,71) e 3 (0,65). Os locais 2 (0,35) e 4 (0,41) foram os que exibiram os valores mais

baixos. A grande diferença entre as amostras situou-se no local 2, que registou uma acentuada descida, em oposição aos locais 5 e 6 que registaram um aumento.

Analisando as figuras 13 e 19, verifica-se que, em Novembro, a baixa equitabilidade registada no local 5 é explicada por uma maior abundância de organismos da sub-classe *Oligochaeta*. Nos seguintes locais com uma distribuição mais desigual, os organismos mais influentes devido à maior abundância destes em relação aos outros organismos, pertencem: às ordens *Ephemeroptera* e *Diptera* no local 3; à ordem *Diptera* e sub-classe *Oligochaeta* no local 4; à ordem *Ephemeroptera* no local 6; e à sub-classe *Oligochaeta* no local 7. Em Março, a baixa equitabilidade do local 2 é devida à ordem *Diptera*, bem como no local 7 (figura 14 e 20). No local 4 os organismos responsáveis pelo baixo valor pertencem à sub-classe *Oligochaeta*.

5.3.3 Índices de semelhança entre locais de amostragem/épocas sazonais

Os locais de amostragem apresentaram diferenças em relação à distribuição e caracterização da comunidade de macroinvertebrados, como verificado nos pontos anteriores. Contudo, o estudo dos índices de semelhança caracteriza melhor as diferenças entre os locais de amostragem e ajuda a ter uma visão mais analítica e global dos possíveis factores que condicionam a distribuição da comunidade dos organismos aquáticos em estudo ao longo do rio Antuã.

Na tabela 12 estão representadas as matrizes de semelhança para os vários índices calculados. Para *Jaccard*, em Novembro, os locais de amostragem revelam um índice de semelhança muito baixo. Todos os valores estão abaixo do valor médio para este índice, apresentando maior semelhança os locais 6 e 3, 6 e 2 e 7 e 3. O índice de Percentagem de Similaridade apresenta valores diferentes, registando maior semelhança entre si os locais 6 e 3 e 7 e 5. Nestes locais o valor do índice é aproximadamente de 67. A diferença entre os dois índices prende-se com a sensibilidade que cada um tem em relação à estrutura da comunidade e abundância de organismos. Segundo Boyle et al. (1990), o índice de *Jaccard* é mais sensível a mudanças na estrutura da comunidade e de acordo com Cao et al. (1997) o índice de Percentagem de Similaridade é mais sensível à abundância total e relativa de macroinvertebrados. Apesar das divergências entre estes dois índices, os menores valores registados foram para os mesmos locais, 1 e 4 e 6 e 5.

Assim, pode-se afirmar que os índices reagem de igual forma a diferentes tipos de poluição ou a ausência da mesma. O local 1, como confirmado pelas análises físico-químicas, apresenta uma baixa carga poluente e o local 4, por sua vez, é um dos locais que apresenta níveis de poluição mais elevados. Assim, os dois índices identificam de igual forma esta diferença, pois o valor registado em ambos foi de 0,00, confirmando uma total diferença entre as duas amostras (local 1 e 4). Igualmente com base na discussão dos resultados físico-químicos, o local 5 é afectado por águas residuais de Oliveira de Azeméis, enquanto no local 6, apesar das águas residuais a montante serem o principal foco de poluição, a agricultura apresenta um ligeiro aumento neste local. Os dois índices voltam a estar de acordo, dado que o seu segundo valor mais baixo corresponde à comparação entre estes dois locais (5 e 6), notando-se uma particular sensibilidade para o tipo de poluição verificada em cada local. Para Março, o índice de *Jaccard* apresentou valores mais elevados do que em Novembro. Os locais com maior semelhança entre si foram os locais 3 e 7 e, contrariamente, os locais mais diferentes foram os locais 1 e 3, 1 e 4 e 1 e 6. Tal como em Novembro, no mês de Março este índice identificou os locais 1 e 4 como sendo os de maior diferença entre si. Para o índice de Percentagem de Similaridade, em Março, os locais mais próximos foram os locais 2 e 7 e os mais distantes foram os locais 1 e 7. Uma vez mais foram identificadas divergências entre estes dois índices, já explicadas anteriormente na análise de Novembro. Uma diferença deste índice entre Novembro e Março prende-se em relação à comparação entre os locais 1 e 4, em que na segunda amostragem, estes locais já apresentaram uma semelhança considerável. O índice B, em Novembro, identifica os locais 1 e 2 como os mais semelhantes, seguidos dos locais 3 e 2. Contrariamente, os locais 6 e 2 e 7 e 2 foram os que apresentaram valores mais diminutos de semelhança. Este índice evidencia claras diferenças entre o troço inicial do rio e o troço final, sendo que os valores mais semelhantes se registam entre os locais mais perto da nascente do rio e as maiores diferenças entre os troços inicial e final do rio. Este índice é muito sensível a organismos raros, não sendo suficientemente sensível para organismos dominantes (Lillie et al., 2003). Assim, a presença de organismos EPT mais abundantes nos locais iniciais do rio parece ser a razão para os valores mais elevados de semelhança entre estes. Em Março, os locais mais semelhantes foram os locais 1 e 2, enquanto os mais distintos foram os locais 1 e 4. Na segunda campanha de amostragem, observou-se novamente uma maior similaridade entre os locais mais próximos do início do rio.

Desta vez, as diferença entre os locais 1 e 4 foram mais notórias do que em Novembro, facto não verificado nos dois índices anteriormente discutidos.

Tabela 12. Matrizes de semelhança para os índices *Jaccard*, Percentagem de Similaridade e B. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - UI (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Índice de <i>Jaccard</i>													
14 de Novembro de 2008							20 de Março de 2009						
	2	3	4	5	6	7		2	3	4	5	6	7
1	12,00	13,04	0,00	15,00	12,00	15,79	1	21,05	11,76	12,50	19,05	12,50	11,76
2	-	22,73	15,79	15,79	25,00	22,22	2	-	33,33	27,27	31,25	27,27	33,33
3	-	-	11,76	23,53	27,27	25,00	3	-	-	33,33	28,57	33,33	40,00
4	-	-	-	14,29	15,79	23,08	4	-	-	-	23,08	37,50	33,33
5	-	-	-	-	10,53	23,08	5	-	-	-	-	23,08	28,57
6	-	-	-	-	-	16,67	6	-	-	-	-	-	33,33
Índice de Percentagem de Similaridade													
14 de Novembro de 2008							20 de Março de 2009						
	2	3	4	5	6	7		2	3	4	5	6	7
1	11,95	5,87	0,00	6,08	9,33	9,59	1	23,87	26,94	48,94	49,06	48,94	20,20
2	-	18,94	24,31	12,46	26,44	18,10	2	-	52,40	26,11	55,19	33,56	83,64
3	-	-	38,21	9,38	67,54	11,83	3	-	-	30,73	70,46	51,30	65,26
4	-	-	-	47,27	15,14	48,95	4	-	-	-	51,18	78,49	23,99
5	-	-	-	-	4,02	67,07	5	-	-	-	-	71,75	66,14
6	-	-	-	-	-	9,59	6	-	-	-	-	-	44,56
Índice B													
14 de Novembro de 2008							20 de Março de 2009						
	2	3	4	5	6	7		2	3	4	5	6	7
1	0,034	0,009	0,006	0,005	0,005	0,005	1	0,007	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003
2	-	0,025	0,012	0,005	0,004	0,004	2	-	0,005	0,005	0,005	0,005	0,004
3	-	-	0,017	0,006	0,005	0,005	3	-	-	0,006	0,006	0,006	0,005
4	-	-	-	0,010	0,012	0,006	4	-	-	-	0,004	0,004	0,003
5	-	-	-	-	0,017	0,009	5	-	-	-	-	0,004	0,004
6	-	-	-	-	-	0,008	6	-	-	-	-	-	0,005

O facto de em Novembro se ter identificado organismos da ordem *Plecoptera*, organismos estes muito sensíveis a poluição (DEPSM, 2008), pode ser a razão pela qual as diferenças entre o local 1 e os restantes locais se tenham acentuado.

Os índices de semelhança serviram igualmente para verificar diferenças entre os mesmos locais de amostragem em campanhas de monitorização diferentes (tabela 13). Para o índice de *Jaccard*, o local 5, foi o que se manteve mais semelhante nas duas campanhas, ao contrário do local 6, que apresentou os valores mais baixos de semelhança. Por sua vez, o cálculo do índice de Percentagem de Similaridade permitiu verificar que o local 3 foi o mais semelhante nas duas amostragens e o local 7 o menos semelhante. Finalmente, para o índice B o local 1 foi o mais semelhante e o local 2 o mais distinto. Estas diferenças resultam das características de cada índice, como referido anteriormente. Os baixos valores do índice de *Jaccard* revelam a existência de diferenças na estrutura da comunidade (Boyle et al., 1990), enquanto o índice de Percentagem de Similaridade destaca as amostras que tiveram uma maior diferença na abundância dos seus organismos (Cao et al., 1997). Por sua vez, o índice B apresenta as diferenças entre as amostras relativamente aos organismos mais sensíveis à poluição, devido à sua baixa sensibilidade para organismos dominantes (Lillie et al., 2003).

Tabela 13. Avaliação de diferenças entre campanhas de amostragem com base nos índices de semelhança *Jaccard*, Percentagem de Similaridade e B. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.

	Índices de semelhança		
	<i>Jaccard</i>	Percentagem de Similaridade	B
1	19,23	19,13	0,029
2	22,22	24,62	0,002
3	26,67	82,74	0,020
4	22,22	65,70	0,012
5	31,25	38,06	0,010
6	14,29	27,51	0,011
7	27,27	12,16	0,008

5.3.4 Índices de qualidade da água

A distribuição e abundância da comunidade de macroinvertebrados foram igualmente avaliadas em termos de qualidade da água, segundo diversos índices biológicos comumente usados para esse fim (tabela 14).

Tabela 14. Valores dos índices bióticos de qualidade de água. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.

14 de Novembro de 2008			
	IBMWP	IASPT	FBI
1	84,00 Aceitável	7,00 Muito bom	*
2	69,00 Aceitável	6,27 Muito bom	*
3	51,00 Dúbio	5,67 Muito bom	5,61 Aceitável
4	16,00 Crítico	2,67 Muito fraco	8,00 Muito fraco
5	42,00 Dúbio	6,00 Muito bom	7,68 Muito fraco
6	61,00 Aceitável	5,08 Bom	4,56 Bom
7	29,00 Crítico	4,83 Aceitável	*
20 de Março de 2009			
	IBMWP	IASPT	FBI
1	67 Aceitável	5,58 Muito bom	*
2	37 Dúbio	5,29 Bom	7,76 Muito fraco
3	26 Crítico	5,20 Bom	6,19 Aceitável
4	18 Crítico	4,50 Aceitável	7,93 Muito fraco
5	45 Dúbio	5,00 Bom	7,18 Fraco
6	19 Crítico	4,75 Aceitável	7,38 Muito fraco
7	21 Crítico	4,20 Fraco	7,27 Muito fraco

Em Novembro, os índices bióticos IBMWP e IASPT classificaram o local 1 como sendo o local com melhor qualidade da água, corroborando assim a análise dos parâmetros físico-químicos. Contudo, a presença de organismos da família *Capniidae* no local 1, Milheirós de Poiares, indica a presença de níveis muito baixo de poluição, uma vez que, como já foi referido, esta ordem é muito intolerante à poluição aquática (DEPSM, 2008). Os dois índices identificam o local 4 como sendo o local com a pior qualidade de água, seguido do local 7. Apesar da coerência em identificar o local com

melhor qualidade da água e o local mais crítico, estes índices apresentaram diferenças na classificação global do estado da água. O índice IBMWP caracteriza o rio com valores baixos de qualidade da água, enquanto o índice IASPT classifica a água com uma melhor qualidade. O facto de o índice IASPT considerar o número total de *taxa* pode ser uma explicação para esta diferença, pois assim tem em conta a riqueza taxonómica de cada local de amostragem e não apenas o valor ponderal, como o índice IBMWP.

Em Março, o índice IBMWP voltou a identificar o local 4 como sendo o que apresentava a qualidade de água mais baixa e o local 1 como tendo a melhor qualidade. Contudo, de um modo geral o valor final dos índices diminuiu. O local 6 apresentou o maior decréscimo de qualidade, apresentando-se como um dos locais em que a condição do rio era pior. Já o índice IASPT identificou nesta amostragem o local 7 como o de pior qualidade da água. À semelhança da amostragem de Novembro, o índice ASPT voltou a caracterizar o rio com uma melhor qualidade da água.

O índice biótico FBI apenas contempla as amostras com um mínimo de 100 organismos (Lillie et al., 2003). Na tabela 15 estão identificados com um asterisco (*) as amostras que não reúnem as condições exigidas pelo índice. Este índice identifica uma vez mais os problemas sérios de baixa de qualidade da água do local 4, assim como do local 5. O facto de este índice englobar a riqueza taxonómica e a abundância reflectir melhor as condições ambientais locais, pois identifica a fraca qualidade dos locais sujeitos à recepção de efluentes residuais, diferenciando-os bem dos outros locais. Estes resultados estão de acordo com Hilsenhoff (1988), que refere a identificação de poluição orgânica como uma característica do índice FBI. Em Março, apenas os locais 1, 2, 3 e 6 registaram um acréscimo do valor do FBI, reflectindo-se então numa deterioração do estado da qualidade da água. Contrariamente, os restantes locais apresentam algumas melhorias da qualidade da água, com uma diminuição do valor do FBI. O local 4 continuou a ser o mais crítico.

Segundo os índices de qualidade da água, a conclusão generalizada é de que o local 1 foi o que apresentou, nas duas campanhas, a melhor qualidade da água, e, por oposição, o local 4 apresentou sempre com os valores mais baixos do estado da água, ou próximo deles, o que corrobora os resultados físico-químicos apresentados.

5.3.5 Caracterização trófica da comunidade de macroinvertebrados bentónicos

As diferenças da abundância e riqueza, diversidade e qualidade da água analisada anteriormente com base em diversos índices bióticos, são também visíveis ao nível da comunidade trófica em cada local. As figuras 21 e 22, ilustram a distribuição dos grupos tróficos para cada local de amostragem no dia 14 de Novembro de 2008 e 20 de Março de 2009, respectivamente, e o anexo I descreve a relação trófica para cada *taxon* identificado. Em Novembro (figura 21), com a excepção do local 1, os colectores-agregadores são o grupo trófico dominante em todos os locais amostrados. Este grupo apresenta *taxas* considerados tolerantes à poluição, bem como *taxas* intolerantes. (Fore et al., 1996). Em Milheirós de Poiares, local 1, os predadores foram o grupo dominante. Para tal, contribuíram as famílias pertencentes às ordens *Trichoptera*, *Coleoptera* e *Odonata*. Os *Trichoptera* estão englobados igualmente noutros grupos tróficos, mas os organismos identificados desta ordem têm em comum o facto de serem predadores, com a excepção da família *Helicopsychidae*. Assim, a sua resposta à poluição pode ser variável e indeterminada. Esta diferença de comportamentos é visível no local 3, onde os organismos predominantes são: os colectores-agregadores pertencentes à família *Potamanthidae*, ordem *Ephemeroptera*, que contempla organismos sensíveis a poluição; e os organismos da família *Chironomidae*, ordem *Diptera*, que contemplam organismos mais tolerantes a poluição (Lydy, 2000). Nos restantes locais, os organismos da sub-classe *Oligochaeta* são as responsáveis pela predominância de colectores-agregadores, sendo que no local 4 a família *Chironomidae* também tem uma elevada importância. Os raspadores registam maior presença nos locais 3, 4 e 7. A abundância deste grupo trófico está relacionada com a presença de vegetação aquática, a qual se apresentou mais abundante nestes locais. Em Março, a tendência de predominância dos colectores-agregadores manteve-se, sendo que nesta amostragem todos os locais apresentaram esta predominância (figura 22). Na segunda amostragem, além desta tendência, observou-se uma homogeneidade na distribuição dos outros grupos tróficos, excepto no local 1, onde os predadores se destacaram em relação aos restantes grupos. Os organismos responsáveis pela maior presença de colectores-agregadores pertencem à sub-classe *Oligochaeta*, nos locais 1, 4 e 6, e à família *Chironomidae* nos locais 2, 3, 5 e 7.

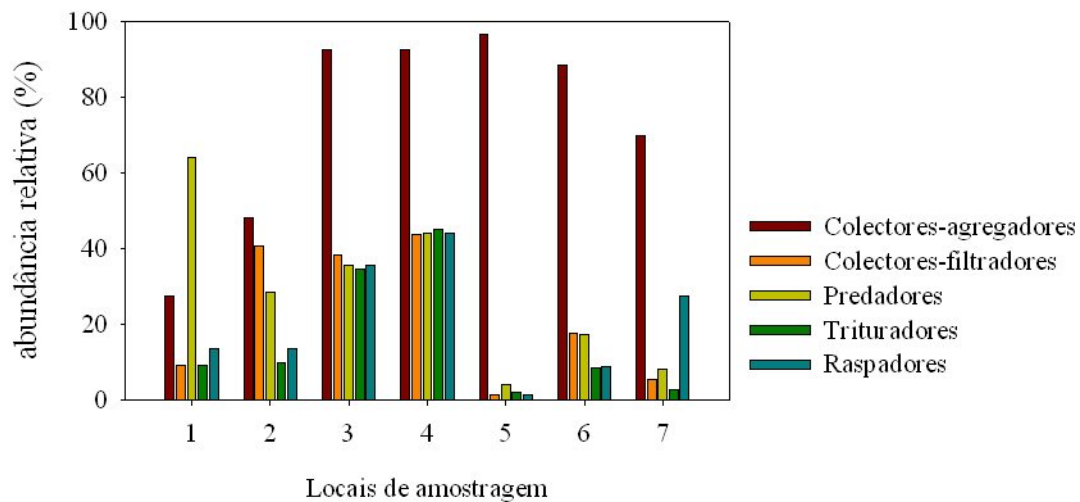


Figura 21. Distribuição trófica da comunidade de macroinvertebrados para a amostragem do dia 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiars, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.

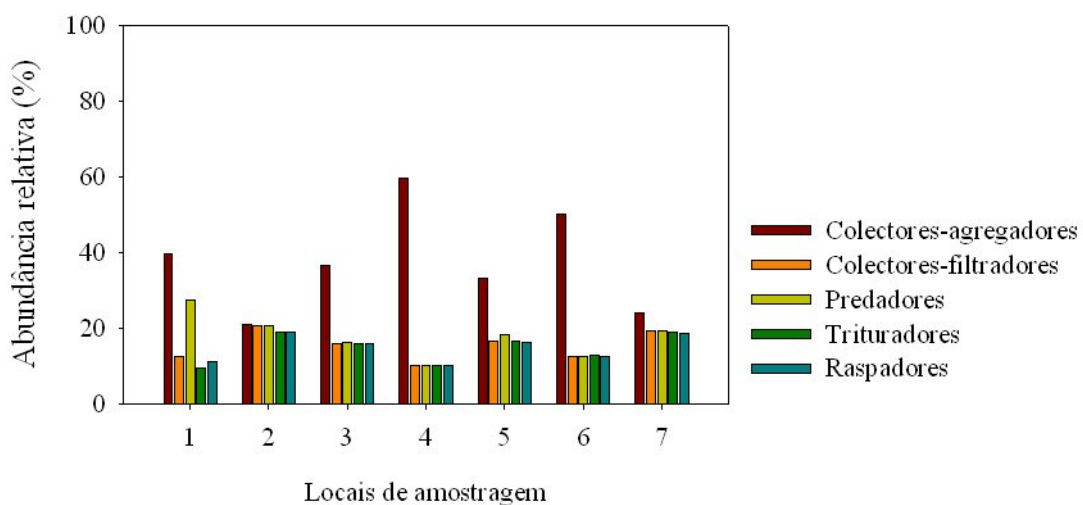


Figura 22. Distribuição trófica da comunidade de macroinvertebrados para a amostragem do dia 20 de Março de 2009. 1- Milheirós de Poiars, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 – Estarreja.

Em suma, os organismos dominantes no rio Antuã pertencem ao grupo trófico colectores-agregadores, sendo as oligoquetas e os quironómídeos os mais abundantes. Todavia, é necessário ter em conta que esta análise se refere apenas a duas amostragem, realizadas num período relativamente estrito, pelo que, para se comprovarem estas

observações, seria necessário realizar mais amostragens, estendendo-as a outras épocas do ano.

5.4 Análise multivariada: CANOCO

As figuras 23 e 24 representam a análise de redundância (RDA) aplicada aos dados de 14 de Novembro de 2008 e de 20 de Março de 2009, respectivamente. Com esta análise foi possível verificar quais os locais de amostragem mais semelhantes em relação à distribuição de macroinvertebrados, tal qual como os índices de semelhança mas de forma mais clara, e quais as variáveis ambientais com maior contribuição para tal distribuição.

Em Novembro, numa primeira análise, é possível identificar dois locais distintos de todos os outros: o local 1, que se situa no 3º quadrante, e o local 4, no 2º quadrante. O teor de oxigénio dissolvido parece ser a variável responsável por esta distinção, sendo que junto ao local 1 aparecem as famílias menos tolerantes à poluição, entre elas, as famílias pertencentes às ordens *Trichoptera*, *Coleoptera*, *Plecoptera* e *Odonata* (Armitage et al., 1983). O teor em oxigénio dissolvido é essencial aos mecanismos de respiração, sendo que os macroinvertebrados menos tolerantes à poluição apresentam uma maior sensibilidade aos teores de oxigénio presente na água (Dohner et al., 1997). Este local revela uma elevada riqueza taxonómica, em relação aos outros locais de amostragem. No local 4 encontram-se os macroinvertebrados mais tolerantes à poluição, tais como os pertencentes ao filo *Annelida*, à ordem *Isopoda* e à família *Diptera*. Este local apresenta uma elevada carga de poluição orgânica, com a variável ambiental CBO₅ e o fósforo total a terem também uma elevada importância nas diferenças registadas neste local em relação a todos os outros. A análise RDA mostrou também que a temperatura foi uma variável com alguma influência. A temperatura afecta igualmente a distribuição de macroinvertebrados, uma vez que um aumento de temperatura implica uma redução do teor de oxigénio dissolvido na água (Dohner et al., 1997).

A análise RDA mostrou que os locais 3 e 6 são próximos entre si, sendo o azoto amoniacal e o nitrato as variáveis ambientais responsáveis, e que os locais 2, 5 e 7 também se assemelham, sendo que, neste caso, a clorofila *a* é a variável responsável.

A condutividade e o pH são as variáveis menos determinantes, visto a sua localização na distribuição canônica estar perto do centro e, segundo o teste *Monte Carlo*, terem uma menor influência na distribuição.

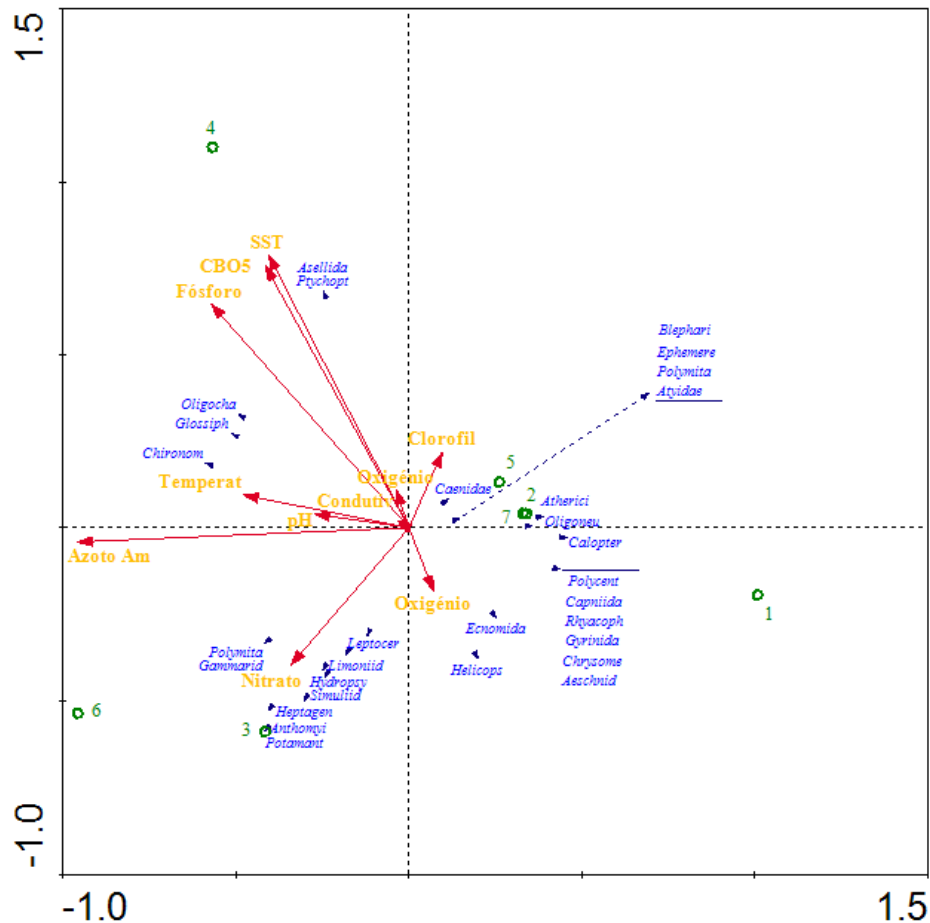


Figura 23. Análise RDA relativa à campanha de 14 de Novembro de 2008. 1 - Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Em Março, o local 1 continuou a diferenciar-se dos restantes, com o oxigénio dissolvido a ser o parâmetro com maior influência. Este local apresentou novamente uma maior diversidade, com predominância de organismos EPT. Na segunda amostragem, o local 2 também se destacou dos demais, sendo a clorofila *a* o parâmetro responsável pela sua diferenciação. Neste quadrante, destaca-se a presença de organismos mais tolerantes à poluição (DEPSM, 2008), nomeadamente *Chironomidae* e *Simuliidae*.

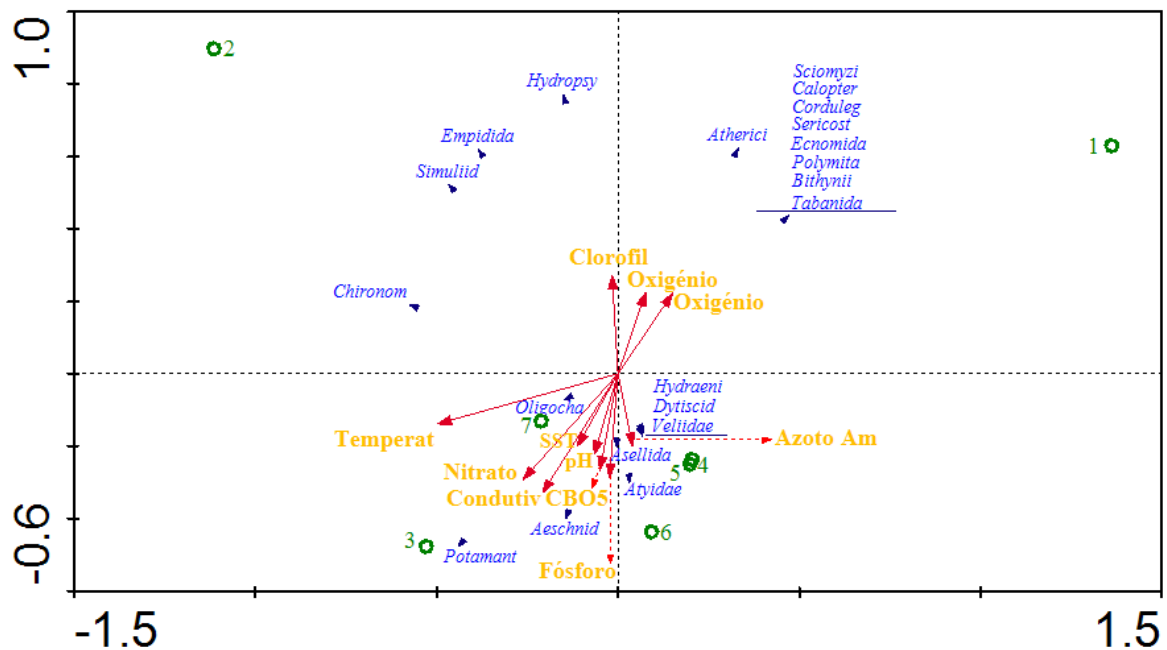


Figura 24. Análise RDA relativa à campanha de 20 de Março de 2009. 1 - Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - UI (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Os locais 3 e 7 assemelham-se entre si, com a temperatura, condutividade e nitratos a terem uma maior importância. De entre os organismos predominantes, as oligoquetas são dos organismos mais tolerantes a fenómenos de poluição (DEPSM, 2008). Os restantes locais (4, 5 e 6), segundo a análise RDA, também estão muito próximos entre si. Para esta proximidade contribui o azoto amoniacal e os organismos das ordens *Heteroptera* e *Coleoptera* e os crustáceos.

Na segunda amostragem, os parâmetros físico-químicos tiveram uma importância mais homogênea, tendo-se destacado a temperatura, condutividade e os nitratos, ao contrário do registado na primeira campanha, onde os SST, CBO₅, fósforo e azoto amoniacal se diferenciaram mais dos restantes parâmetros. Comparando as duas amostragens, verificou-se que, em ambas, o local 1 se destacou e a relação entre os restantes locais de amostragens sofreu alterações. Embora os resultados sejam baseados em apenas duas campanhas de monitorização, as diferenças sazonais registadas parecem ter influência nas distribuições dos organismos, visto que o troço do rio não sofreu alterações significativas entre Novembro de 2008 e Março de 2009.

Capítulo 6

Considerações finais

Capítulo 6 – Considerações finais

Os recursos hídricos estão sujeitos a inúmeras fontes de degradação da sua qualidade e diminuição da sua quantidade. A qualidade da água é o principal requisito para diversas actividades, pelo que a sua preservação urge em assumir cada vez maior importância. A carga poluente existente em rios, lagos e em outras fontes, bem como as deficientes formas de tratamento de águas residuais, têm de sofrer acções e medidas para que sejam criadas condições visando um desenvolvimento sustentável entre as fontes de recursos hídricos e as actividades humanas. Este trabalho visa ser mais uma ferramenta para a caracterização da qualidade do rio Antuã e para a implementação da Directiva-Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro). Contudo, os resultados obtidos não são e nem pretendem ser absolutos, pois existem vários factores aleatórios a todo o procedimento efectuado. Além disso, a caracterização de uma massa de água não se deve limitar a duas campanhas de monitorização, sendo necessário estabelecer um plano bem programado e mais alongado a nível espacial e temporal para se obter uma colectânea de dados suficiente para uma caracterização mais abrangente da realidade. Contudo, o conjunto de resultados obtidos neste estudo permitem tecer várias considerações em relação ao estado da qualidade da água, quer em termos físico-químicos, quer biológicos.

As campanhas de monitorização dos parâmetros físico-químicos permitiram verificar uma diminuição dos problemas de poluição do rio Antuã de Novembro para Março. O local 4, situado na Aguincheira, foi a situação mais crítica detectada nas duas amostragens. Os valores de CBO_5 e azoto amoniacal não cumpriram os mínimos legais e o fósforo total e os sólidos totais não respeitaram os limites da legislação na amostragem de Novembro. Contudo, na campanha de Março verificou-se um decréscimo dos valores de todos estes parâmetros. A principal causa dos resultados das análises do local 4 parece ser devido um funcionamento inadequado da ETAR do Salgueiro, situada a montante deste local. Esta ideia é reforçada pela comparação dos resultados a montante e a jusante deste sistema de tratamento de águas residuais. Em relação aos outros locais, destaca-se o local 1, pela boa qualidade físico-química da água. Tendo sido este o local mais a montante caracterizado neste estudo, verifica-se que o troço inicial do rio apresenta uma boa qualidade da água. A baixa pressão antropogénica parece ser um dos motivos para a qualidade da água verificada neste

local. Após a confluência do rio Ínsua com o rio Antuã, verificou-se uma melhoria da qualidade da água deste último, comparando os resultados das análises a montante e a jusante da confluência. O nitrato foi o parâmetro que apresentou uma maior homogeneidade ao longo do rio, verificando um aumento na parte final. O troço final do rio Antuã parece apresentar uma ligeira melhoria em todos os parâmetros, com a excepção do nitrato. Este dado vai ao encontro do observado por Cerqueira et al (2008), ao referirem que o rio apresentava uma elevada capacidade auto-depuradora.

O rio Antuã apresenta níveis de azoto preocupantes, típicos de sistemas lóticos eutrofizados. Em relação ao fósforo, em Novembro, observaram-se igualmente níveis preocupantes, típicos de sistemas eutrofizados, contudo, em Março, alguns locais registaram uma diminuição deste parâmetro, possibilitando, desta vez, classificar o rio em níveis tróficos inferiores. O aumento de caudal parece ser uma das possíveis causas para esta diminuição, principalmente no local 1, onde a pressão antropogénica é mais baixa. Os locais 3, 4, 5 e 6 apresentaram igualmente níveis característicos de uma situação de eutrofização, dando assim a ideia de que, apesar da diminuição das concentrações de nutrientes, os problemas de eutrofização pareceram não diminuir consideravelmente, mesmo com um aumento de caudal, o qual foi apontado como uma das possíveis explicações para uma diminuição generalizada dos nutrientes. Em relação à clorofila *a*, a situação não apresenta qualquer sinal de preocupação, pois não se registou nenhum valor que fosse característico de situações de eutrofização. Contudo, o local 4, em Novembro, apresentou um valor claramente mais elevado, dando a entender que o baixo caudal apresentado, em conjunto com as condições hidromorfológicas, possibilitaram as melhores condições para o crescimento de algas no rio Antuã. Apesar desta observação, pensa-se que no geral, o caudal observado nas duas campanhas de monitorização é suficiente para impedir o desenvolvimento algal. A poluição orgânica parece ser uma das principais causas para este enriquecimento de nutrientes, tendo origem nas águas residuais domésticas, situação verificada com maior impacte no local 4, devido ao deficiente funcionamento da ETAR do Salgueiro, referenciado anteriormente.

Os índices biológicos constituem uma importante ferramenta de apoio à caracterização do estado de qualidade da água. Os vários índices calculados evidenciaram claras diferenças entre os locais de amostragem. Reforçando os resultados obtidos com as análises físico-químicas, o local 4 foi identificado como sendo o que

apresentava a qualidade mais baixa da água, ao contrário da melhor qualidade observada no local 1. Em Novembro, as diferenças entre estes locais foram bem visíveis, pois o local 4 apresentou valores nulos de EPT, ao contrário do local 1, que apresentou inclusive organismos pertencentes à família *Plecoptera*, indicadores da boa qualidade da água. Para completar esta informação, o valor de CIOS no local 1 foi nulo, enquanto no local 4 verificou-se a predominância de organismos da família *Chironomidae* e da sub-classe *Oligochaeta*. Em Março, o local 4 apresentou valores EPT e o local 1 valores CIOS, denotando assim uma diferença entre as duas campanhas de monitorização. Estes dois locais também se destacaram na campanha de Novembro, em relação à abundância e riqueza. O local 4 apresentou o maior valor de abundância e o menor valor de riqueza, por oposição ao local 1. Estes resultados, podem sugerir que as condições morfológicas e a carga poluente podem estar relacionadas com a distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentónicos. Os índices de qualidade da água IBMWP e IASPT mostraram igualmente diferenças entre estes dois locais, classificando o local 1 sempre como o local de melhor qualidade da água e o local 4 como o de pior qualidade. O local 4 foi classificado pelo índice FBI também como o pior local em termos de qualidade da água e o local 1 não reuniu as condições exigidas para o cálculo deste índice, fruto da sua baixa abundância.

A análise RDA confirmou a necessidade de uma avaliação integrada, pois verificou-se a relação entre os resultados das análises físico-químicas e biológicas. Esta análise mostrou, em Novembro, uma clara diferença entre os locais 1 e 4 e destes em relação aos restantes. O oxigénio dissolvido foi a variável mais importante na diferenciação do local 1 e os SST, CBO₅ e o fósforo total os parâmetros responsáveis pelas diferenças do local 4. Em Março, o local 1 voltou a destacar-se dos restantes, assim como o local 2. Segundo os índices de qualidade da água, o local 2 registou um decréscimo e o local 4 um ligeiro aumento na sua qualidade. As diferenças entre os locais 1 e 4 podem ser devidas à baixa pressão antropogénica no local 1 e à localização de uma ETAR a montante do local 4.

A análise integrada da qualidade da água da bacia do rio Antuã revelou existirem diferenças em termos de qualidade de água em diversos pontos da bacia, verificando-se então a influência das diferentes pressões antropogénicas a que a bacia está sujeita, bem como o tipo de poluição a que cada local está sujeito. As limitações apresentadas pelos vários parâmetros analisados foram, de certa forma, ultrapassadas, reforçando, uma vez

mais, a necessidade de recorrer a uma análise integrada para se obter uma melhor caracterização da qualidade da água.

Capítulo 7

Referências Bibliográficas

Capítulo 7 - Referências Bibliográficas

Alba-Torcedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los rios. *IV Simposio del Agua en Andalucia (SIAGA), Almeria*. Vol, II, 203-213.

Alba-Torcedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4, 51-56.

AEA – Agência Europeia do Ambiente. (2003). Os recursos hídricos da Europa: Uma avaliação baseada em indicadores (Síntese). Serviço das Publicações Oficiais da União Europeia, ISBN 92-9167-588-1, Copenhaga.

APHA (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (19th edition). Washington, DC: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environmental Federation.

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17 (3), 333-347.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribing, J. B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. Environmental Protection Agency: Office of Water: Washington (EPA 841-B-99-002).

Bobber, J. (2005). Liquid Assets: How demographic changes and water management policies affect freshwater resources. Rand Corporation, ISBN 0-8330-3807-9, Santa Monica.

Bode, R., Novak, M. A., & Abele, L. E. (1996). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. New York State Department of Environmental Conservation, Albany, New York, 89.

Bode, R., Novak, M. A., Abele, L. E., Heitzman, D. L., & Smith, A. J. (2002). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. New York State Department of Environmental Conservation, Albany, New York, 115.

Boyle, T. P., Smillie, G. M., Anderson, J. C., & Beeson, D. R. (1990). A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. *Research journal of the Water Pollution Control Federation*, 62, 749-762.

Brittains, J. E., & Eikeland, T. J. (1988). Invertebrate drift – A review. *Hydrobiologia*, 1266, 77-93.

Cao, Y., Williams, P., & Bark, A. W. (1997). Effects of sample size (replicate number) on similarity measures in river benthic Aufwuchs community analysis. *Water Environment Research*, 69, 107-114.

Cerqueira, M. A. (2008). Colectânea de diapositivos Microsoft PowerPoint para apoio às aulas de Controlo da Qualidade da Água e Monitorização. Mestrado em Engenharia do Ambiente. Universidade de Aveiro.

Cerqueira, M. A., Silva, J. F., Magalhães, F. P., Soares, F. M., Pato, J. J. (2008). Assessment of water pollution in the Antuã River basin (Northwestern Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 142, 325-335.

Chapman, Deborah. (1997). Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. E & FN Spon, Londres, 2ª edição.

Decreto-Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro. Diário da República N.º249/2005 – I. Série-A. Imprensa Nacional Casa da Moeda, Lisboa, Portugal.

Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. Diário da República N.º 223/99 – I. Série-A. Imprensa Nacional Casa da Moeda, Lisboa, Portugal.

DEPSM (Department of Environmental Protection of the State of Maine). (2008). Obtido em 5 de Dezembro de 2008, de Monitoring and Assessment. Biomonitoring. Sampling & Analysis. USA: <http://maine.gov>

Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro (2000). Jornal Oficial das Comunidades Europeias, L327. Parlamento Europeu e do Conselho, Portugal.

Dodds, W. K., Jones, J. R., & Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperature stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Water Research*, 32, 1455-1462.

Dohner, E., Markowitz, A., Barbour, M., Simpson, J., Byrne, J., & Dates, G. (1997). Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual. Environmental Protection Agency: Office of Water (EPA 841-B-97-003).

Eaton, A., Franson, M., Greenber, A., & Clesceri, L. (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (19.^a ed.). Washington, DC: American Public Health Association, American Water works Association, Water Environment Federation.

Esteves, F. (1998). Fundamentos de Limnologia. Second edition. Rio de Janeiro: Interciência, 602.

FAO – Food and Agriculture Organisation. (2009). Obtido em 28 de Janeiro de 2009: <http://www.fao.org>.

Fore, L. S., Karr, J. R., & Wisseman, R. W. (1996). Assessing invertebrates responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, 152, 212-231.

Gleick, Peter H. (1993). *Water in crisis: a guide to the World's fresh water resources*. Oxford University Press, New York.

Gray, N., F. (2005). *Water technology: An introduction for environmental scientists and engineers*. Elsevier Science & Technology Books, Dublin.

Hauer, F. R., & Lamberti, G. A. (1996). *Methods in Stream Ecology*. ISBN:0-12.332906: Academic Press, London.

Hellawell, J. M. (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science Publishers, London.

Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1), 65-68.

IA – Instituto da água (2001). Obtido em 8 de Janeiro de 2009, de Plano Nacional da Água, Instituto da Água, Ministério das Cidades, Ambiente e Ordenamento do Território: <http://www.inag.pt>.

INE - Instituto Nacional de Estatística. (2008). *Anuário Estatístico da Região Centro*. INE, I.P., Lisboa, Portugal.

INE - Instituto Nacional de Estatística. (2007). *Anuário Estatístico da Região Norte*. INE, I.P., Lisboa, Portugal.

Jaccard, P. (1908). Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, XLIV, 163:223.

Jeffries, M. & MILLS, D. (1990). *Freshwater ecology. Principles and applications*. Belhaven Press, London.

Lázaro, D & Silva, E. (1985). Poluição da ria de Aveiro. Poluição dos seus afluentes. Em: Jornadas da ria de Aveiro. I. Poluição da Ria de Aveiro. Câmara Municipal de Aveiro.

Leps, J., & Smilauer, P. (1999). Multivariate Analysis of Ecological Data. České Budejovice: Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia.

Lillie, R. A., Szczutko, S. W., & Miller, M. A. (2003). Macroinvertebrates Data Interpretation Guidance. *Wisconsin Department of Natural Resources*.

Lin, S. D. (2007). Water and Wastewater Calculations Manual. Second edition. Environmental Engineering Calculations. McGraw Hill, USA.

Lydy, M. J., Crawford, C. G., & Frey, J. W. (2000). A comparison of selected diversity, similarity and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 469-479.

Manual para avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos. Instituto da Água, I. P., Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Janeiro, 2008.

Mason, C. F. (1981). Biology of freshwater pollution. Longman London and New York.

Matos, M. A. A. (1985). Rio Antuã – Caracterização e estudo. Câmara Municipal de Estarreja.

Merrit, R. W., & Cummins, K. M. (2006). Trophic Relationships of Macroinvertebrates. In F.R. Hauer, & G. Lamberti, *Methods in Stream Ecology*. Second edition. Academic Press, London.

Metcalf, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60, 101-139

Metcalf & Eddy (1995). Wastewater engineering, Treatment Disposal Reuse. Third Edition, McGraw Hill Inc, New York, USA.

Moreno, F. S. B. A. (2000). Estudo dos mecanismos de dispersão de elementos vestigiais em sedimentos de correntes e águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Antuã. Tese de Doutoramento, Departamento de Geociências, Universidade de Aveiro.

Moura, a. & Moreira, M. (1992). Qualidade biológica da água da bacia hidrográfica do rio Antuã. Actas da 3ª Conferência Nacional sobre a qualidade do Ambiente, Aveiro.

Murphy, P. M. (1978). The temporal variability in biotic indices. *Environmmtal Pollution*, 17, 227-36.

NP 4327. (1996). Qualidade da água. Doseamento da clorofila *a* e dos feopigmentos por espectometria de absorção molecular – Método de extracção com acetona. Instituto Português da Qualidade.

Novotny, V. (2003). Water Quality: Diffuse pollution and watershed management. John Wiley & Sons, Inc, New York, USA.

Piedras, S., Bager, A., Moraes, P., Isoldi, L., Ferreira, O., Heeman, C. (2005). Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. *Ciência Rural*, Santa Maria.

Pielou, E. (1984). The interpretation of ecological data. Wiley, New York.

PNA – Plano Nacional da Água. Aprovado pelo Decreto-Lei n.º112/2002, de 17 de Abril. Diário da República N.90/2002 – I. Série A. Imprensa Nacional da Casa da Moeda, Lisboa, Portugal.

Santos, G. B. (2007). Paper dels macroinvertebrats bentònics com a bioindicadors en la xarxa de control de la qualitat ecològica de les conques internes de Catalunya. Influència del règim hídric sobre l'estructura de la població. Departament de Productes Naturals, Biologia Vegetal Sanitària i Edafologia. Facultat de Farmàcia. Universitat de Barcelona.

Silva, M.H.M.P. (2008). Avaliação e monitorização integrada do estado de qualidade da água do rio Cértima. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro.

Silva, J. F., Duck, R. W., Hopkins, T. S., Rodrigues, M. (2002). Evaluation of the nutrients inputs to a coastal lagoon: the case of the Ria de Aveiro, Portugal. *Hydrobiologia*. 475/476, 379-385

SNIRH – Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. Obtido em 14 Abril de 2009, Dados sintetizados, Recursos Hídricos, Climatologia, Boletim de precipitação, Castelo Burgães: <http://www.inag.pt>

Shannon, C., & Wiener, W. (1963). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Chicago.

Tavzes, B., Urbanic, G., & Toman, M. J. (2006). Biological and hydromorphological integrity of the small urban stream. *Physic and Chemistry of Earth*, 31, 1062-1074.

Tebutt, T., H., Y. (1998). Principles of Water Quality Control, 5th edition. Butterworth-Heinemann, London, Oxford.

Ter Braak, C. J., & Verdonshot, P. F. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 55, 1-35.

Thornton, G. J. P., & Dise, N. B. (1998). The influence of catchment characteristics, agricultural activities and atmospheric deposition on the chemistry of small streams in the English Lake District. *Science of the Total Environmental*, 216, 63-75.

Van Den Brink, N. W., Van Franeker, J. A., Ruiter-Dijkman, E. M. (1998). Fluctuating Concentrations of Organochlorine Pollutants During a Breeding Season in two Antarctic Seabirds: Adélie Penguin and Southern Fulmar. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17 (4), 702-709.

Varenes, A. (2003). Produtividade dos Solos e Ambiente. Escolar Editora, Lisboa, Portugal.

Vasconcelos, V. & Pereira, E. (2002). Qualidade biológica de águas superficiais. Estudo da Comunidade fitoplancónica na albufeira do torrão (rio Tâmega). 6º Congresso da Água, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, Porto, Portugal.

Wallace, J. B., Grubaugh, J. W., & Whiles, M. R. (1996). Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological Applications*, 6, 140-151.

Washington, H. G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18, 653-694.

ANEXOS

Anexos

Anexo A: Listagem dos locais seleccionados para amostragens na bacia hidrográfica do rio Antuã e suas coordenadas.

Tabela A1. Listagem dos locais seleccionados para amostragem na bacia hidrográfica do rio Antuã.

Local de amostragem	Identificação	Descrição
1	Milheiros de Poiares	A selecção deste ponto permite obter dados para caracterizar o estado da qualidade da água no seu troço inicial. Existe uma interferência de actividades humanas praticamente nula e o ponto situa-se imediatamente a montante de uma secção do rio com margens artificiais.
2	São João da Madeira	- Interferência de actividades humanas; - A jusante da cidade de São João da Madeira.
3	Ferral	- Interferência de actividades humanas; - Imediatamente a jusante e a montante de um ligeiro dique natural.
4	Aguincheira	- Jusante da ETAR do Salgueiro; - Interferência de actividades humanas.
5	UI (rio Ínsua)	- Interferência de actividades humanas pouco representativa; - Montante de um pequeno dique artificial; - Jusante da cidade de Oliveira de Azeméis.
6	Minhoteira - Ponte da Minhoteira	- Jusantes da confluência com o rio Ínsua; - Interferência
7	Estarreja - Ponte Velha Estarreja	- Interferência de actividades humanas;

Tabela A2. Coordenadas dos locais de amostragem. 1 - Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - UI (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Local de amostragem	Latitude	Longitude
1	40°55'21,18''N	8°28'24,60''W
2	40°53'23,38''N	8°28'33,25''W
3	40°51'57,35''N	8°29'39,21''W
4	40°51'13,50''N	8°29'42,23''W
5	40°48'37,09''N	8°29'52,99''W
6	40°46'48,50''N	8°30'37,83''W
7	40°45'23,84''N	8°33'40,96''W

Anexo B: Critérios para a avaliação do estado trófico de rios, segundo Dodds et al. (1998):

Tabela B1.Critérios para caracterização do estado trófico de rios.

Estado trófico	N- Total (mg/m³)	P- Total (mg/m³)	Clorofila <i>a</i> (mg/m³)
Oligotrófico	<700	<25	<10
Mesotrófico	700-1500	25-75	10-30
Eutrófico	>1500	>75	>30

Anexo C: Valores de tolerância para o cálculo do índice FBI e classificação do estado de qualidade da água (Barbour et al., 1999; Bode et al., 1996, 2002; Hauer & Lamberti, 1996; Hilsenhoff, 1988; Plafkin et al., 1989).

Tabela C1. Valores de tolerância para o índice FBI.

Valores de tolerância		Valores de tolerância	
Annelida		Trichoptera	
<i>Oligochaeta</i>	8	<i>Ecnomidae</i>	*
<i>Glossiphoniidae</i>	8	<i>Helicopsychidae</i>	3
Mollusca		<i>Rhyacophilidae</i>	1
Gastropoda		<i>Leptoceridae</i>	4
<i>Bithyniidae</i>	8	<i>Polycentropodidae</i>	6
<i>Bythinellidae</i>	*	<i>Hydropsychidae</i>	4
Arthropoda		<i>Sericostomatidae</i>	3
Crustacea		Coleoptera	
Amphipoda		<i>Dytiscidae</i>	5
<i>Gammaridae</i>	6	<i>Gyrinidae</i>	4
Isopoda		<i>Chrysomelidae</i>	*
<i>Asellidae</i>	8	<i>Hydraenidae</i>	*
Decapoda		Odonata	
<i>Atyidae</i>	6	<i>Cordulegasteridae</i>	3
Insecta		<i>Calopterygidae</i>	6
Plecoptera		<i>Aeschnidae</i>	3
<i>Capniidae</i>	2	Heteroptera	
Ephemeroptera		<i>Veliidae</i>	*
<i>Potamanthidae</i>	4	Diptera	
<i>Oligoneuriidae</i>	2	<i>Athericidae</i>	4
<i>Ephemerellidae</i>	1	<i>Sciomyzidae</i>	*
<i>Heptageniidae</i>	3	<i>Tabanidae</i>	5
<i>Caenidae</i>	6	<i>Blephariceridae</i>	0
<i>Polymitarcidae</i>	2	<i>Limoniidae</i>	*
		<i>Anthomyidae</i>	6
		<i>Ptychopteridae</i>	9
		<i>Chironomidae</i>	8
		<i>Simuliidae</i>	6
		<i>Empididae</i>	6

Nota: o símbolo * significa que não foram atribuídos valores de tolerância aos respectivos organismos.

Tabela C2. Classificação do estado da água, segundo o índice FBI.

Family Biotic Index	Qualidade da água	Grau de poluição orgânica
0,00-3,75	Excelente	Poluição orgânica improvável
3,76-4,25	Muito bom	Possível ligeira poluição orgânica
4,26-5,00	Bom	Alguma poluição orgânica provável
5,01-5,75	Razoável	Provável poluição substancial
5,76-6,50	Relativamente fraco	Bastante provável poluição substancial
6,51-7,25	Fraco	Muito provável poluição substancial
7,26-10,00	Muito fraco	Grave poluição orgânica provável

Anexo D: Valores de tolerância para o cálculo do índice IBMWP e classificação do estado de qualidade da água dos índices IBMWP e IASPT (Alba-Torcedor & Sánchez-Ortega, 1988; Armitage et al, 1983).

Tabela D1. Valores de tolerância para o índice IBMWP.

Valores de tolerância		Valores de tolerância	
Annelida		Trichoptera	
<i>Oligochaeta</i>	1	<i>Ecnomidae</i>	7
<i>Glossiphoniidae</i>	3	<i>Helicopsychidae</i>	*
Mollusca		<i>Rhyacophilidae</i>	7
Gastropoda		<i>Leptoceridae</i>	10
<i>Bithyniidae</i>	3	<i>Polycentropodidae</i>	7
<i>Bythinellidae</i>	3	<i>Hydropsychidae</i>	5
Arthropoda		<i>Sericostomatidae</i>	10
Crustacea		Coleoptera	
Amphipoda		<i>Dytiscidae</i>	3
<i>Gammaridae</i>	6	<i>Gyrinidae</i>	3
Isopoda		<i>Chrysomelidae</i>	4
<i>Asellidae</i>	3	<i>Hydraenidae</i>	5
Decapoda		Odonata	
<i>Atyidae</i>	6	<i>Cordulegasteridae</i>	8
Insecta		<i>Calopterygidae</i>	8
Plecoptera		<i>Aeschnidae</i>	8
<i>Capniidae</i>	10	Heteroptera	
Ephemeroptera		<i>Veliidae</i>	3
<i>Potamanthidae</i>	10	Diptera	
<i>Oligoneuriidae</i>	5	<i>Athericidae</i>	10
<i>Ephemerellidae</i>	7	<i>Sciomyzidae</i>	4
<i>Heptageniidae</i>	10	<i>Tabanidae</i>	4
<i>Caenidae</i>	4	<i>Blephariceridae</i>	10
<i>Polymitarcidae</i>	5	<i>Limoniidae</i>	4
		<i>Anthomyidae</i>	4
		<i>Ptychopteridae</i>	4
		<i>Chironomidae</i>	2
		<i>Simuliidae</i>	5
		<i>Empididae</i>	4

Nota: o símbolo * significa que não foram atribuídos valores de tolerância aos respectivos organismos.

Tabela D2. Classificação do estado da água, segundo o índice IBMWP.

IBMWP		Qualidade
>150	101-150	Bom
61 – 100		Aceitável
36 – 60		Dúbio
16 – 35		Crítico
0 – 15		Muito crítico

Tabela D3. Classificação do estado da água, segundo o índice IASPT.

IASPT	Qualidade
> 5,4	Muito bom
4,81 – 5,4	Bom
4,21 – 4,8	Aceitável
3,61 – 4,2	Fraco
<= 3,6	Muito Fraco

Anexo E: Perfil da profundidade ao longo da largura do leito do rio Antuã para cada local de amostragem.

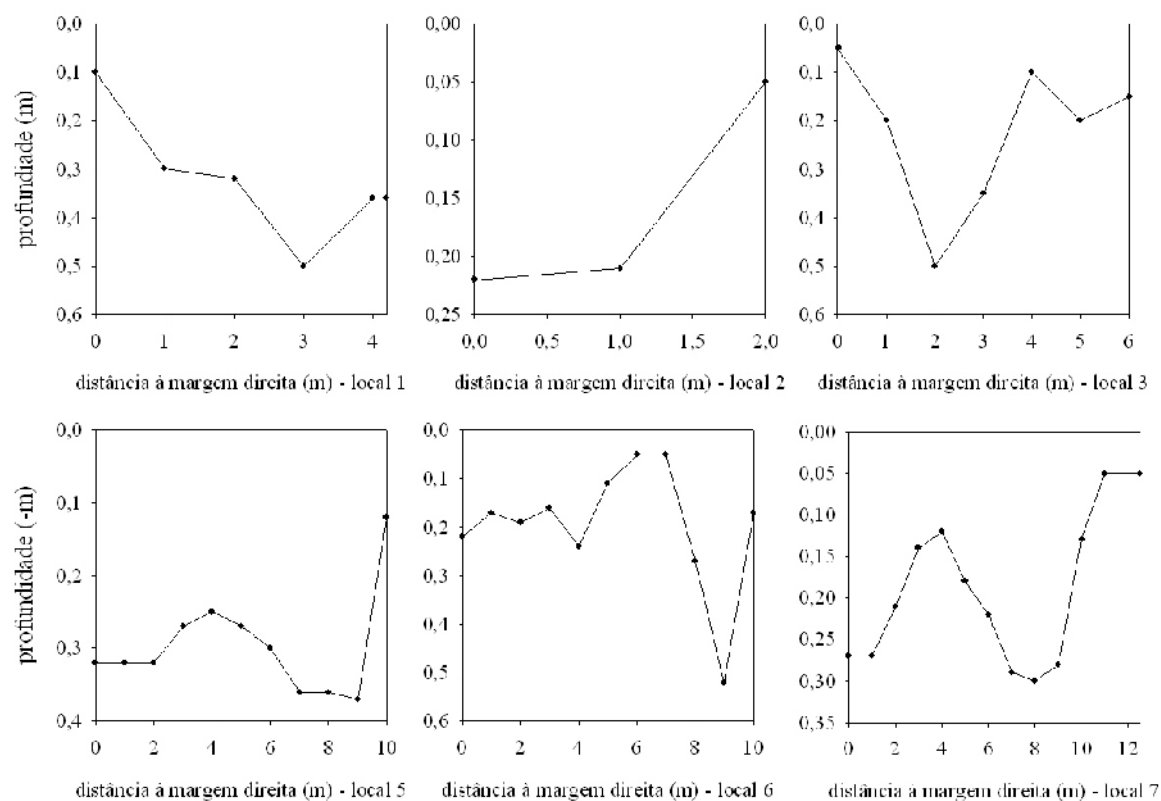


Figura E1. Perfil de profundidade para a amostragem do dia 14 de Novembro de 2008.

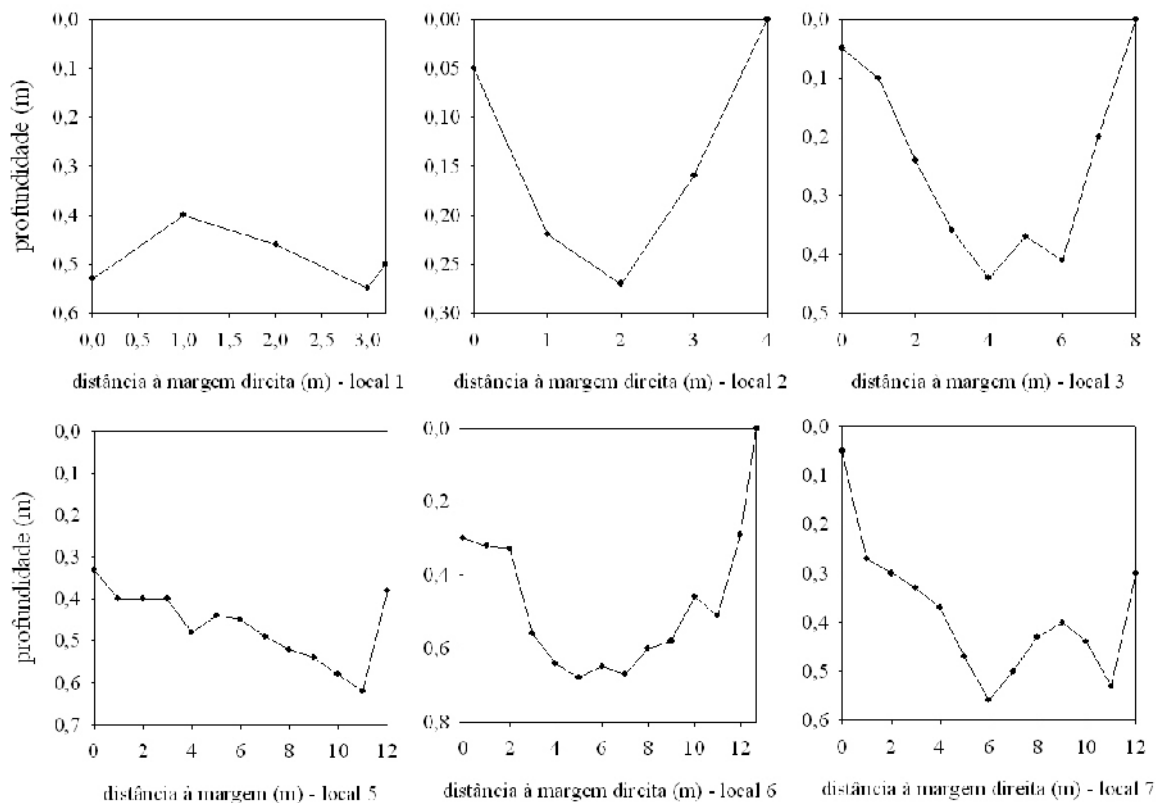


Figura E2. Perfil de profundidade para a amostragem do dia 20 de Março de 2009.

Anexo F: Valores máximos admissíveis (VMA) e valores máximos recomendados (VMR) para os parâmetros de qualidade da água constantes no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto.

Tabela F1. Valores máximos admissíveis e valores máximos recomendados para os parâmetros de qualidade da água constantes no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto.

Anexo I							
		A1	A2	A3			
Parâmetro	Expressão de resultados	VMR	VMA	VMR	VMA	VMR	VMA
Nitrato	mg/L NO ₃	25	(O)50	-	(O) 50	-	(O) 50
Sólidos suspensos totais	mg/L	25	-	-	-	-	-
Condutividade	µS/cm (20°C)	1000	-	1000	-	1000	-

Anexo XXI		
Parâmetro	Expressão de resultados	VMA
pH	Escala de sorensen	5,0-9,0
Temperatura	°C	30
Oxigénio dissolvido	% de saturação de O ₂	50
CBO ₅	O ₂ mg/L	5
Azoto Amoniacal	N mg/L	1
Fósforo total	P mg/L	1

Anexo G: Valores da condutividade a 20°C e a 25°C.

Tabela G1. Valores de condutividade a 20°C e a 25°C para as amostragens realizadas. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

Locais de amostragem	14 de Novembro de 2008		20 de Março de 2009	
	Condutividade	Condutividade	Condutividade	Condutividade
	(20°C)	(25°C)	(20°C)	(25°C)
	<u>Valores em uS/cm</u>			
1	136,62	149,60	103,65	113,50
2	98,08	107,40	133,15	145,80
3	189,04	207,00	181,28	198,50
4	227,40	149,00	215,53	236,00
5	654,79	717,00	120,91	132,40
6	397,26	135,00	195,43	214,00
7	653,88	716,00	197,26	216,00

Anexo H: Inventário da comunidade de macroinvertebrados bentónicos das campanhas de monitorização.

Tabela H1. Inventário da comunidade de macroinvertebrados na amostragem de 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

	Locais de amostragem						
	1	2	3	4	5	6	7
ANNELIDA							
<i>Oligochaeta</i>		8	14	309	134	183	46
<i>Glossiphoniidae</i>				1		1	
MOLLUSCA							
Gastropoda							
<i>Bithyniidae</i>				2			18
<i>Bythinellidae</i>						1	
ARTHROPODA							
CRUSTACEA							
Amphipoda							
<i>Gammaridae</i>						6	
Isopoda							
<i>Asellidae</i>				9			
Decapoda							
<i>Atyidae</i>		1					
INSECTA							
Plecoptera							
<i>Capniidae</i>	2						
Ephemeroptera							
<i>Oligoneuriidae</i>	1				2		
<i>Potamanthidae</i>	1		160		4	289	3
<i>Ephemerellidae</i>		1					
<i>Heptageniidae</i>		1	3			1	
<i>Caenidae</i>					2		
<i>Polymitarcidae</i>		23				8	
Trichoptera							
<i>Ecnomidae</i>	4					1	
<i>Polycentropodidae</i>	1						
<i>Helicopsychidae</i>	3		3				
<i>Hydropsychidae</i>	1	10	1			49	2
<i>Rhyacophilidae</i>	1						
<i>Leptoceridae</i>			3		1		

Tabela H1 (continuação). Inventário da comunidade de macroinvertebrados na amostragem de 14 de Novembro de 2008. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

	Locais de amostragem						
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Coleoptera</i>							
<i>Gyrinidae</i>	3						
<i>Chrysomelidae</i>	1						
<i>Odonata</i>							
<i>Calopterygidae</i>	2	5					2
<i>Aeschnidae</i>	1						
<i>Diptera</i>							
<i>Athericidae</i>	1	1			3		
<i>Blephariceridae</i>		2					
<i>Simuliidae</i>		16	13			6	
<i>Chironomidae</i>		7	101	294	2	52	2
<i>Limoniidae</i>			1				
<i>Anthomyidae</i>			2			1	
<i>Ptychopteridae</i>				19			
<i>Não identificados</i>		6		39		12	

Tabela H2. Inventário da comunidade de macroinvertebrados na amostragem de 20 de Março de 2009.
 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - UI (rio Ínsua), 6 -
 Minhoteira e 7 - Estarreja.

	Locais de amostragem						
	1	2	3	4	5	6	7
ANNELIDA							
<i>Oligochaeta</i>	16	83	43	221	39	64	6
MOLLUSCA							
Gastropoda							
<i>Bithyniidae</i>	1						
ARTHROPODA							
CRUSTACEA							
Isopoda							
<i>Asellidae</i>					1		1
Decapoda							
<i>Atyidae</i>						1	
INSECTA							
Plecoptera							
Ephemeroptera							
<i>Potamanthidae</i>		14	157	5	18	16	19
<i>Polymitarcidae</i>	1						
Trichoptera							
<i>Ecnomidae</i>	4						
<i>Hydropsychidae</i>	2	10			1		
<i>Sericostomatidae</i>	5						
Coleoptera							
<i>Dytiscidae</i>					4		
<i>Hydraenidae</i>				1			
Odonata							
<i>Cordulegasteridae</i>	3						
<i>Calopterygidae</i>	1						
<i>Aeschnidae</i>			3		1		
Heteroptera							
<i>Veliidae</i>					1		
Diptera							
<i>Athericidae</i>	4	1			1		
<i>Sciomyzidae</i>	2						
<i>Tabanidae</i>	1						
<i>Chironomidae</i>	7	861	152	46	54	26	84
<i>Simuliidae</i>		76	2				3
<i>Empididae</i>		2					
Não identificado		13	5	5	1	18	13

Tabela H3. Distribuição dos diferentes *habitats*. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - UI (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

14 de Novembro de 2008						
	Blocos	Pedras	Cascalho	Areia, limo e argila	Macrófitas e algas	Matéria orgânica particulada
Locais de amostragem	<u>Valores em (%)</u>					
1	*	60	*	*	30	10
2	20		70		10	
3	30		70	70		
4						100
5				100		100
6		80	80		20	
7				80	20	
20 de Março de 2009						
	Blocos	Pedras	Cascalho	Areia, limo e argila	Macrófitas e algas	Matéria orgânica particulada
Locais de amostragem	<u>Valores em (%)</u>					
1		40		50	10	
2		90		90	10	
3		90		90	10	
4						100
5		90		90	10	
6		100	100			
7		100		100		

Nota 1: quando diferentes *habitats* apresentam valores iguais para o mesmo local de amostragem, significa que estavam misturados.

Nota 2: os *habitats* representador por um asterisco (*) significa que esse *habitat* está presente, mas como a sua presença era muito inferior aos restantes *habitats*, não lhe foi atribuído qualquer valor numérico.

Tabela H4. Número de arrastos para os diferentes *habitats* em cada amostragem. 1- Milheirós de Poiares, 2 - São João da Madeira, 3 - Ferral, 4 - Aguincheira, 5 - Ul (rio Ínsua), 6 - Minhoteira e 7 - Estarreja.

14 de Novembro de 2008						
Locais de amostragem	Blocos	Pedras	Cascalho	Areia, limo e argila	Macrófitas e algas	Matéria orgânica particulada
1	1	1	1	1	1	1
2	2		3		1	
3	2		4	4		
4						6
5				6		6
6		4	4		2	
7				5	1	
20 de Março de 2009						
Locais de amostragem	Blocos	Pedras	Cascalho	Areia, limo e argila	Macrófitas e algas	Matéria orgânica particulada
1		2		3	1	
2		5		5	1	
3		5		5	1	
4						6
5		5		5	1	
6		6	6			
7		6		6		

Nota: quando diferentes *habitats* apresentam valores iguais para o mesmo local de amostragem, significa que estavam misturados.

Anexo I: Relações tróficas para os macroinvertebrados bentônicos identificados (Barbour et al., 1996; Bode et al., 1996, 2002; Merrit & Cummins, 2006).

Tabela I1. Relações tróficas para os macroinvertebrados bentônicos identificados nas duas campanhas de monitorização.

<i>Taxa</i>	<i>Relação trófica</i>	<i>Taxa</i>	<i>Relação trófica</i>
<i>Oligochaeta</i>	Colectores-agregadores	<i>Sericostomatidae</i>	*
<i>Glossiphoniidae</i>	Predadores	<i>Dytiscidae</i>	Predadores
<i>Bithyniidae</i>	Raspadores	<i>Gyrinidae</i>	Predadores
<i>Bythinellidae</i>	Raspadores	<i>Chrysomelidae</i>	*
<i>Gammaridae</i>	Colectores-agregadores	<i>Hydraenidae</i>	*
<i>Asellidae</i>	Trituradores	<i>Cordulegasteridae</i>	Predadores
<i>Atyidae</i>	Trituradores	<i>Calopterygidae</i>	Predadores
<i>Capniidae</i>	Trituradores	<i>Aeschnidae</i>	Predadores
<i>Potamanthidae</i>	Colectores-agregadores	<i>Veliidae</i>	*
<i>Oligoneuriidae</i>	*	<i>Athericidae</i>	Predadores
<i>Ephemerellidae</i>	Colectores-agregadores Predadores	<i>Sciomyzidae</i>	*
<i>Heptageniidae</i>	Raspadores	<i>Tabanidae</i>	Colectores-agregadores Predadores
<i>Caenidae</i>	Colectores-agregadores	<i>Blephariceridae</i>	Raspadores
<i>Polymitarcidae</i>	Colectores-agregadores	<i>Limoniidae</i>	*
<i>Ecnomidae</i>	Predadores Colectores-agregadores	<i>Anthomyidae</i>	Predadores
<i>Helicopsychidae</i>	Raspadores	<i>Ptychopteridae</i>	Colectores-agregadores Colectores-agregadores
<i>Rhyacophilidae</i>	Colectores-agregadores Predadores	<i>Chironomidae</i>	Colectores-filtradores Predadores Raspadores Trituradores
<i>Leptoceridae</i>	Colectores-agregadores Predadores Trituradores	<i>Simuliidae</i>	Colectores-filtradores Predadores
<i>Polycentropodidae</i>	Colectores-filtradores Predadores	<i>Empididae</i>	Predadores
<i>Hydropsychidae</i>	Colectores-filtradores Predadores		

Nota: o símbolo * significa que não foram atribuídas relações tróficas aos respectivos organismos.